

Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne
École doctorale de géographie de Paris

***De la gestion centralisée des savanes d'Afrique de l'Ouest
aux territoires de conservation et de développement
dans un contexte de globalisation environnementale***

Dossier d'Habilitation à Diriger des Recherches (HDR)

Référent : M. Jean-Louis Chaléard

Denis Gautier

Jury :

M. Thomas J. Bassett. Professeur à l'Université de l'Illinois, Urbana-Champaign
M. Jean-Louis Chaléard. Professeur à l'Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne
M. Pascal Marty (rapporteur). Professeur à l'Université de la Rochelle
M. Bernard Pecqueur (rapporteur). Professeur à l'Université Joseph Fourier, Grenoble
M. Christian Seignobos. Directeur de recherche émérite à l'IRD
M. Jean-Philippe Tonneau. Directeur de l'UMR TETIS, Montpellier

soutenu le 1^{er} juillet 2011

Volume 3 : Essai

"J'aime penser que les territoires de l'existence, concrets, charnels, inestimables, sont traversés par le souffle de l'imaginaire, de la fable, de la poésie."

Andrée Chedid à propos de
Territoires du Souffle (Chedid,
1999)

Sommaire

1. Introduction	8
2. Originalité dans le champ de la géographie	12
2.1. Une première approche de la <i>Political Ecology</i>	12
2.2. La <i>Political Ecology</i> dans l'histoire des idées.....	14
2.2.1. Une recherche engagée.....	14
2.2.2. Une rupture idéologique dans la manière d'étudier la relation Humains-Environnement	16
2.2.3. Evolution épistémologique de la <i>Political Ecology</i>	22
2.2.4. Racines théoriques et méthodologiques de la <i>Political Ecology</i>	26
2.2.4.1. L'interdisciplinarité.....	28
2.2.4.2. Le changement d'échelle.....	29
2.2.4.3. Les études détaillées de terrain	30
2.2.4.4. L'analyse des discours politiques et en particulier des idées préconçues	31
2.2.5. Aujourd'hui la <i>Political Ecology</i> , qu'est-ce que cela représente ?.....	32
2.3. La <i>Political Ecology</i> dans mon projet scientifique des années à venir.....	33
2.3.1. Mettre de la politique dans mes recherches.....	39
2.3.2. Remettre de l'écologie dans mes recherches.....	44
2.3.3. Mieux prendre en compte les interactions entre le global et le local dans la gestion des ressources naturelles.....	47
2.3.4. Et le territoire dans tout ça ?.....	52
2.3.4.1. L'espace.....	54
2.3.4.2. Le territoire	57
3. L'établissement de territoires de conservation et de développement dans un contexte de globalisation environnementale.....	68
3.1. Territoires de conservation et de développement et conditions d'existence des populations qui dépendent de leurs ressources.....	73
3.1.1. Premières définitions des termes "conditions d'existence" et "pauvreté"	75
3.1.2. Les liens établis entre les conditions d'existence des pauvres et l'environnement	76
3.1.3. Le traitement controversé des problématiques de conservation de l'environnement et de lutte contre la pauvreté.....	81
3.1.4. De la complexité du concept de pauvreté pour traiter des liens entre conservation de l'environnement et conditions d'existence.....	88
3.1.5. Du concept de pauvreté à celui de vulnérabilité pour traiter des liens entre conservation de l'environnement et conditions d'existence.....	101
3.1.6. Efficacité des territoires de conservation et de développement pour améliorer les conditions d'existence des populations vulnérables.....	109
3.1.7. Territoires de conservation et de développement et équité sociale	116
3.1.8. Territoires de conservation et de développement et spatialités des conditions d'existence	119
3.2. Territoires de conservation et développement et processus de territorialisation.....	122
3.3. Les décalages entre territoires de conservation et dynamiques écologiques et	

d'utilisation du sol	135
3.3.1. Décalage entre territoires de conservation et processus écologiques	137
3.3.2. Décalage entre territoires de conservation et espaces d'activités	148
3.4. Les territoires de conservation et le désossage de la nature par sa marchandisation	160
3.4.1. La construction de la Nature comme une monnaie mondiale	162
3.4.2. Le changement de signification de la Nature	168
3.4.3. Les instruments de marchandisation de la Nature.....	170
3.4.3.1. Les sommets de la terre	170
3.4.3.2. Les traités et leurs marchés d'engagement contraignants	172
3.4.3.3. Les marchés volontaires du carbone.....	180
3.4.3.4. Le mécanisme REDD	184
3.4.3.5. Les paiements pour services environnementaux.....	194
3.4.4. Les effets pervers de la marchandisation de la Nature.....	200
3.4.4.1. Une remise en question de la volonté d'intégration harmonisée entre conservation et développement	200
3.4.4.2. Une remise en question de la gouvernance décentralisée des ressources naturelles	202
3.4.4.3. Une remise en question du droit étatique et de son application	204
3.4.4.4. Des avancées discutables en termes d'écologie et de conservation de la Nature	206
3.4.5. La savane peu touchée par la marchandisation de la Nature : une opportunité manquée ou une chance ?	206
4. Bilan provisoire et perspectives	211
5. Références bibliographiques citées dans le texte	215

Table des figures

Figure 1 : Rapports spatiaux des agriculteurs soudano-sahéliens avec leur environnement dans les années 1960 et 2000 : le modèle d'organisation reste similaire, mais sa composition évolue en fonction du contexte socio-économique	37
Figure 2 : Localisation des "projets Jatropa" au Mali en 2009.....	43
Figure 3 : Carte des lieux d'exploitation des bûcherons de Korokoro (Mali), en fonction du produit recherché	45
Figure 4 : Les quatre pôles du système culturel selon Joël Bonnemaison	59
Figure 5 : Schéma conceptuel de l'émergence d'un territoire à partir d'un espace.....	60
Figure 6 : Carte d'espaces d'activités d'éleveurs au Nord Cameroun qui, par régularité de pratiques en des mêmes lieux, construisent des "territoires de pratiques" (Gautier et al., 2005)	63
Figure 7 : Localisation et dynamique des membres de la coopération de bûcherons de Korokoro, Mali, entre 2000 et 2001	84
Figure 8 : Femmes maliennes saisissant l'opportunité d'une filière d'approvisionnement de la ville pour améliorer leurs conditions d'existence	87
Figure 9 : Répartition en valeur et pourcentage des sources de revenus monétaires des ménages dans la commune Djiguiya Koloni dans le Sud-Ouest du Mali (Gautier et al., à paraître).....	89
Figure 10 : Cadre des conditions d'existence viables (source : adapté de (Lowe et al., 2001)).....	94
Figure 11 : Cadre des <i>entitlements</i> environnementaux (source : Leach et al., 1999).....	100
Figure 12 : Le cadre d'analyse de la vulnérabilité selon (Turner II et al, 2003).....	104
Figure 13 : Modèle hiérarchique emboîté de la vulnérabilité (Smit et al., 2006)	106
Figure 14 : Carte des flux commerciaux de bétail dans la région de Ségou et de Niono dans le delta intérieur du Niger, Mali (Gautier et al., 2007)	108
Figure 15 : Conflit territorial inter-villageois issu de la création d'un territoire de coupe dédié à une coopérative de bûcherons qui en est bien vite sorti pour aller chercher de la ressource de meilleure qualité chez les voisins	132
Figure 16 : Carte des lieux de vente du bois à destination de Bamako et de la contribution des marchés ruraux de bois à cet approvisionnement en 2000.....	146
Figure 17 : Chronique des déplacements de bûcherons de Korokoro au Mali, au fil de la ressource et des conflits inter-villageois	147

1. Introduction

Entre le Mali et le Burkina Faso, Bamako et Bobo-Dioulasso, le pays des Bambara et celui des Dioula et des Bobo, il n'y a pas plus que l'épaisseur d'un trait de frontière sur les cartes d'Etat-major, une bonne journée de voiture, de légères variations dans des langues véhiculaires aux racines communes, des déclinaisons nationales de politiques de développement rural basées essentiellement sur la culture de rente du coton, en rotation avec des céréales sèches.

Pour passer d'un poste de chercheur positionné à Bamako à un autre localisé à Bobo-Dioulasso, il m'a fallu pourtant bien plus d'une journée de voiture, plus que le passage d'une frontière commune. J'ai pris le temps du ressourcement et de la réflexion en France durant presque trois ans. Dans le volume 1 de ce dossier HDR, j'ai expliqué combien ce temps avait été occupé à poursuivre les activités entreprises dans la sous-région soudano-sahélienne par le biais d'expertises, qui prolongeaient mes recherches, et de formations. J'ai dit également mon investissement la première année de mon retour en France au service de mon Unité de Recherche, dans l'objectif de l'évaluation AERES, investissement qui s'est poursuivi par la charge d'animation d'un des trois domaines de recherche de mon UR.

L'objectif principal de mon retour en France était cependant d'entreprendre le processus réflexif (volume 1) et de projection vers l'avenir (volume 3) auquel nous convie l'HDR. C'est du moins ainsi que j'interprétais l'objectif spécifique assigné au volume 3 de l'HDR : dans les années qui viennent, sur quels sujets vais-je entreprendre des recherches et diriger les prochaines thèses ? Je trouvais cet exercice de retour sur mon parcours pour mieux entreprendre les activités à venir, avec de nouvelles responsabilités dans la conduite des recherches pour le développement des pays du Sud, tout à fait salubre et stimulant. Je m'y suis donc plié avec grâce.

Pourtant, je tardais à trouver la lumière. « A l'ombre des caillcédrats », pour reprendre la métaphore de conclusion du volume 1, j'ai longtemps tergiversé avant de reprendre mon chemin. Mes amis géographes les plus proches, Géraud Magrin, Laurent Gazull, Christian Seignobos et Léna Sanders, me conviaient pourtant depuis des années à rédiger un essai qui soit une somme de mes travaux sur la gestion et l'exploitation des ressources ligneuses, de

la brousse au village, puis à la ville, sous l'éclairage nouveau des processus de globalisation environnementale. Combien de fois les ai-je entendus me dire que j'avais tout le matériau qu'il fallait pour cela ? Et pourtant, je ne m'y résolvais pas, cherchant autre part l'éclaircie entre les branches du caïlcédrat.

Tout d'abord, au cours de ce travail très particulier que requiert l'HDR, j'ai longtemps éprouvé des difficultés à réconcilier les deux univers de la géographie dans lesquels j'avais inscrit mes travaux : celui de la modélisation des dynamiques spatiales, centré sur le réseau CASSINI, et celui de la géographie tropicaliste sociale. Il faut dire que j'avais fait un cheminement de la géographie tropicaliste à la géographie quantitativiste, du pays Bamiléké aux Cévennes, qui me semblait naturel, cohérent et pour ainsi dire définitif, ce cheminement me permettant de passer de l'observation inductive des phénomènes spatiaux et territoriaux à leur instrumentalisation et leur modélisation. Ce cheminement m'amenait à des recherches plus théoriques, que je percevais alors (pourquoi ne pas l'avouer même si c'était *a posteriori* bien vaniteux) comme une forme d'aboutissement. Il a fallu le choc culturel d'un post-doctorat à Kiruna (Suède), perdu dans la neige et la nuit complète, deux cent kilomètres au-delà du cercle polaire et perdu aussi au milieu de géographes quantitativistes de la *Time-Geography*, pour me donner l'envie de reparcourir ma terre nourricière d'Afrique et me ramener dans l'univers des géographes tropicalistes.

Cette double bifurcation tient donc davantage des aléas de la vie que d'une trajectoire bien réfléchie et facile à justifier. Il m'a fallu du temps pour comprendre que ce parcours, à défaut d'avoir une cohérence linéaire qui me permette de m'inscrire durablement dans une communauté scientifique donnée, m'avait enrichi et permis d'étudier les processus territoriaux en Afrique différemment aujourd'hui qu'il y a vingt ans. Ceci a été possible parce que j'étais armé d'une nouvelle culture géographique après ma deuxième bifurcation et que j'ai pu mettre en œuvre de nouvelles approches centrées sur les rapports des sociétés à l'espace et aux ressources qu'il porte.

Outre ces bifurcations, si la maturation de ce volume 3 de l'HDR a été longue, c'est surtout que j'ai vécu mes recherches en région soudano-sahélienne dans une forte frustration de produire de la connaissance sur les pratiques de gestion des ressources et sur les processus de territorialisation dans un contexte politique en pleine mutation, avec les processus de décentralisation et de globalisation environnementale à l'œuvre, mais en n'ayant que très

peu de prise sur le politique et donc sur le monde du développement.

C'est en prenant connaissance des travaux de chercheurs anglo-saxons se réclamant du courant de la *Political ecology* dans mes dernières années d'expatriation au Mali que j'ai commencé à entrevoir comment je pouvais orienter mes recherches de manière à ce qu'elles aient potentiellement une plus grande utilité sociale dans l'arène publique. En investissant ce corpus scientifique, j'ai pris conscience de ce qui faisait ma frustration et de la manière dont je pouvais, partiellement, la lever en problématisant davantage mes questions de recherche dans des constructions de politiques environnementales multi-scalaires.

J'ai alors pris l'option d'orienter ce volume 3 de l'HDR vers l'élaboration d'un cadre scientifique dans lequel je souhaite désormais inscrire mes recherches et développer les idées directrices de ces travaux à venir. Pour énoncer ces idées directrices, il m'a fallu m'appropriier d'un corpus théorique que je connaissais mal et en faire une synthèse, synthèse que je livre ici et qui pourra paraître peu personnelle, même si elle est en grande partie le produit de l'école-chercheur que j'ai organisée en juillet 2009. Mais cette synthèse m'est nécessaire pour développer les quatre axes de recherche que je propose qui sont le fruit d'une relecture de mes travaux à la lumière de la *Political Ecology*.

2. Originalité dans le champ de la géographie

Mon projet de recherche en géographie pour les années à venir porte sur les interpénétrations Nature / Sociétés, dans les situations où les droits d'accès et d'usage des ressources naturelles renouvelables sont l'objet de rapports de pouvoirs dont peuvent être victimes les groupes sociaux dont les conditions d'existence dépendent de l'usage de ces ressources. Il s'inscrit principalement dans le champ de la *Political Ecology*, que je vais définir ici avant de détailler les raisons qui m'ont poussé à ce choix pour traiter des processus de territorialisation dans le cadre d'une globalisation environnementale, sans pour autant m'y enfermé et négliger les écoles françaises, notamment tropicalistes, des relations nature-société qui ont accompagné mes 20 premières années de recherche.

2.1. Une première approche de la *Political Ecology*

Le terme *Political Ecology*¹ a été proposé dans les années 70 par le journaliste Alexander Cockburn, l'environnementaliste (*environmental scientist*) Graham Beackhurst et l'anthropologue Eric Wolf, comme une façon de conceptualiser la relation entre économie politique et Nature dans un contexte de mouvements environnementaux. Malgré l'extraordinaire foisonnement qu'embrassera plus tard ce courant de pensée, notamment en Amérique du Nord, nous verrons que les concepts clés de la *Political Ecology* sont déjà posés dans cette proposition. L'essentiel des recherches en *Political Ecology* se situent en effet à la conjonction d'un pattern des interactions Environnement-Sociétés constitué des trois éléments suivants : intérêts économiques, changements écologiques et luttes politiques.

Au sein de ce pattern, une emphase particulière est mise par les *Political Ecologists* sur la dimension politique des rapports homme-environnement, en lien notamment avec des mouvements sociaux nés d'inégalités dans les droits d'accès et d'usage de la ressource, qui

¹ Dans la mesure où ce terme est très imparfaitement traduit en français par l'expression "écologie politique" qui recouvre une autre réalité, ainsi que je m'en expliquerai par la suite, j'emploierai le terme en anglais au cours de ce volume

pourrait se résumer par la formule “*Politic first*” (Paulson et al., 2003 ; Walker, 2006 ; Walker, 2007).

Cependant, l'environnement et plus particulièrement les dynamiques des ressources, pris sous l'angle de la “dégradation” mais aussi de la gestion et de la restauration, ne sont pas absents de la *Political Ecology*, même si ce point est régulièrement débattu (Walker, 2005). Vayda et Walters (1999) notamment se sont inquiétés du fait qu'à force de porter une considération particulière à la dimension politique des interactions environnement/sociétés et des changements environnementaux, la *Political Ecology* était devenue, par réaction à une « écologie sans politique », des « études politiques sans écologie » (Vayda et al., 1999).

S'il est vrai que l'ambition militante de la *Political Ecology* amène quelques fois à un éclairage important sur les politiques d'accès et de contrôle de la ressource au détriment des implications biophysiques des conflits que ces politiques génèrent (Turner II, 1997), l'environnement n'est jamais absent des recherches en *Political Ecology* (Zimmerer et al., 2003b ; Zimmerer, 2006b), si ce n'est comme objet, du moins comme co-sujet. Il n'est qu'à lire, rien que sur le cas du Sahel, les travaux de Mat Turner, Tom Bassett, Tor Benjaminsen, Paul Laris, ou encore Bill Moseley (développés ci-après) pour se convaincre que la *Political Ecology* est bien située au cœur de la relation dialectique et non linéaire entre Nature et Sociétés. Michael Watts a du reste apporté une réponse convaincante à la controverse soulevée par Vayda et Walters dans un papier non publié de 2003 cité par Peter Walker (2005) : l'environnement est une question de savoirs et de représentations aussi bien que de facteurs biophysiques, et ce qu'amène la *Political Ecology* c'est d'ouvrir les catégories d'environnement lui-même mais aussi d'explorer ses formes multiples de représentation.

Tout au long de ce document, l'appellation de ce courant scientifique sera maintenue en anglais, non par coquetterie, mais parce qu'il est difficilement traduisible en français. Le socle de l'Ecologie Politique en France est politique et non universitaire comme aux États-Unis (Whiteside, 2002). Il ne s'adosse pas à la géographie en France, alors que les questions de droit d'accès et de contrôle de la ressource ont été fondatrices de la *Political Ecology* anglo-saxonne. Surtout, la manière de concevoir le rapport Nature Société en France et aux États-Unis n'est pas la même : marquée par un pôle ou par un autre aux États-Unis, elle est comprise en France dans les rapports au “terroir”, aux territoires et aux paysages, ce qui a permis de générer des réflexions et de nourrir des controverses passionnantes depuis Vidal

de la Blache et Elysée Reclus, mais ne m'a pas forcément fourni le cadre d'analyse structurant dont j'avais besoin, probablement du fait de cette intimité très forte entre nature et société que l'on trouve en France. Afin d'éviter les ambiguïtés sémantiques, nous utiliserons donc le terme de *Political Ecology* pour désigner le courant universitaire auquel je me réfère.

2.2. La *Political Ecology* dans l'histoire des idées

2.2.1. Une recherche engagée

Pour bien comprendre l'évolution de la *Political Ecology* dans l'histoire des idées, deux clés sont à mon sens nécessaires, qui touchent davantage à l'engagement politique des chercheurs impliqués qu'à l'épistémologie.

Tout d'abord, il est difficile de dissocier, pour ce qui concerne la *Political Ecology*, ce qui tient de l'évolution de la pensée scientifique de l'engagement politique, dans la veine des trajectoires d'Elisée Reclus et de David Harvey (Frémont, 2005). La *Political Ecology* est tout à la fois un courant scientifique et un engagement citoyen, qui a trouvé naissance dans les courants de pensée radicale des années 1960 et 70, en particulier au sein de l'anthropologie principalement, mais aussi de la géographie. L'émergence de l'approche *Political Ecology* des problèmes environnementaux a ainsi été fortement influencée par l'anthropologie économique de Claude Meillassoux qui a étudié les systèmes économiques des sociétés pré-capitalistes, notamment chez les Gouro de Côte d'Ivoire, en utilisant les concepts marxistes d'infrastructure, de superstructure ou de matérialisme historique (Meillassoux, 1964) et dont le "séminaire de la rue de Tournon" associait la recherche intellectuelle à la passion militante ; ainsi que par l'anthropologie politique d'Emmanuel Terray (Terray, 1969) qui s'inscrit dans le projet marxiste de Louis Althusser (Althusser, 1965 [1996] ; Althusser et al., 1965 [1996]). C'est cette influence de penseurs français qui a permis aux pères fondateurs de la *Political Ecology*, Piers Blaikie et Michael Watts, d'intégrer des dimensions politiques de lutte des classes, dans l'écologie culturelle pour établir les bases de la *Political Ecology* (Shenton et al., 1979).

Les travaux de géographie tropicale de Pierre Gourou ne sont en revanche jamais cités comme référence par les penseurs de la *Political Ecology*. Sans être marxiste, Pierre Gourou aurait pourtant pu être un inspirateur de ce courant de pensée, s'il ne s'était arrêté à la porte du politique. Il a conceptualisé les "techniques d'encadrement" du monde paysan, en les assimilant à des superstructures, pour expliquer la construction de l'espace des sociétés et les densités de population (Gourou, 1936). Il a ainsi réalisé des ponts, à l'échelle de régions, entre les économies politiques et les environnements. Et d'une certaine manière, son œuvre annonce les travaux sur l'espace vécu, ainsi qu'une inquiétude environnementale qui sont présents en *Political Ecology*. Mais il est vrai aussi que Pierre Gourou s'intéressait davantage à l'art de vivre tropical (Gourou, 1947) et aux "civilisations" qu'au combat pour la décolonisation, ce qui lui a été reproché tant dans le monde de la géographie tropicale anglophone (Clayton et al., 2006) que dans le monde de la géographie radicale qui était farouchement anti-impérialiste.

En tout *political ecologist* se trouve de fait à la fois un scientifique (structuraliste ou post-structuraliste) et un militant, et, à mon sens, il s'agit là d'une des spécificités de la *Political Ecology*. Les chercheurs qui se rattachent au courant de la *Political Ecology* sont pour certains des militants, et dans tous les cas, leurs questions de recherche sont façonnées par leurs convictions politiques, ce qui peut parfois nuire à la neutralité de l'argumentation scientifique au profit d'un certain populisme en faveur des populations rurales et au détriment des régulations que les environnementalistes proposent (McCarthy, 2002).

Cette pensée radicale et citoyenne aurait-elle pu se développer sur un autre sujet que l'écologie et l'environnement, qui sont relatifs aux biens publics ? Autre part que sur des campus américains en pleine révolution "soixante-huitarde" ? Et de façon aussi dominante dans une autre discipline que cette géographie qui s'intéresse aux restrictions d'accès de certaines classes sociales à l'espace et aux ressources qu'il porte ?

Il est également difficile de dissocier l'histoire de la *Political Ecology* de celle des recherches sur le développement des pays du Sud. Il s'agissait à cette époque de ce qu'on appelait le tiers-monde, auquel s'intéressaient des "tiers-mondistes". La *Political Ecology*, courant très fécond dans les recherches américaines sur les rapports entre les sociétés et leur environnement, a ainsi avant tout trouvé de nombreuses applications dans les pays du Sud (Bryant et al., 1997 ; Bryant, 1998), en particulier en ce qui concerne les mouvements

sociaux liés à des questions environnementales quand certains groupes sociaux se trouvent spoliés de leurs droits fondamentaux, en particulier ceux du droit à un territoire, à une identité, à l'autonomie politique et à avoir un point de vue propre sur le développement ou l'économie (Escobar, 1995).

Tout scientifique militant contre l'exploitation des ressources naturelles des pays du Sud par les pays occidentaux est-il pour autant un *political ecologist* ? Pour prendre un des plus célèbres d'entre eux, René Dumont était-il un *political ecologist*, avant de devenir le premier écologiste politique dans l'arène politique française à l'occasion de la présidentielle qui fit suite à la mort de Pompidou ?

Le jeune et brillant agronome René Dumont soutenait que les relations entre les hommes et leurs champs reposaient essentiellement sur les relations de pouvoir existantes entre les hommes eux-mêmes, comme socle entre l'agriculture et un développement industriel de qualité. Il considérait par ailleurs que les bonnes relations sociales entre les hommes reposaient sur de bonnes relations entre les hommes et les femmes, affirmant ainsi sa croyance en la nécessité d'émanciper les femmes. Enfin, il fût un des premiers à dénoncer le fossé grandissant entre les pays du Nord et les pays du Sud (Dumont, 1962). Ses préoccupations sont de fait assez similaires à celles des *political ecologists* anglo-saxons : les luttes de pouvoir, la domination du Sud par le Nord et les considérations de genre. Deux éléments toutefois conduisent à ne pas rattacher René Dumont à ce qui serait l'équivalent d'un courant de la *Political Ecology* en France : d'une part son orientation précoce vers une comparaison des agricultures du monde plutôt que la connaissance approfondie d'un terrain, avec la mise en évidence des effets environnementaux et sociaux locaux produits par les jeux de pouvoir à différentes échelles ; et d'autre part surtout des analyses aux accents parfois fortement néo-malthusiens que récusent les *political ecologists*.

2.2.2. Une rupture idéologique dans la manière d'étudier la relation Humains-Environnement

La rupture la plus marquante est celle qui a été opérée dans les années 1970 par la

géographie radicale² vis-à-vis des recherches environnementales dominantes à cette époque qui n'étaient pas assez politisées à son sens (Peet et al., 1996b). Même si l'émergence de la géographie radicale est issue d'un vaste chantier de révision de la géographie américaine débuté dans les années 1960, c'est surtout à partir des années 70 que cette géographie radicale acquiert ses lettres de noblesse à la suite d'une longue campagne idéologique, menée en particulier dans la revue *Antipode*, contre les idées néo-malthusiennes qui traitaient alors de façon assez mécanique des relations entre la croissance démographique et les crises environnementales (Lowe et al., 1978).

On peut considérer que les critiques portées contre les travaux s'appuyant sur des théories néo-malthusiennes, et dont le social et la politique étaient quasiment absents, sont véritablement fondatrices de la *Political Ecology* (Bryant, 2001 ; Robbins, 2004). Paul Robbins (2004) résume les arguments opposés à ces travaux en trois points. D'une part, le facteur démographique ne suffit pas à lui seul à expliquer les crises environnementales. D'autre part, même si on a un environnement donné et fini pour une population sans cesse croissante, les ressources ne sont pas données, mais socialement construites, et ne peuvent à ce titre être considérées comme se dégradant mécaniquement du fait de la croissance de la population. A ce titre, Claude Meillassoux, dans sa critique de Malthus (Meillassoux, 1991), montre bien de fait la confusion fâcheuse qu'opère Malthus entre la surpopulation absolue par rapport aux subsistances, qui correspondrait à une croissance démographique au-delà des capacités nutritionnelles des ressources existantes, ce qui est une spéculation irréaliste, et la surpopulation relative qui serait due à une diminution des ressources alimentaires de la population. Il montre également la confusion que fait Malthus entre les mauvaises récoltes qui font baisser les disponibilités alimentaires et le chômage qui prive une partie de la population de revenus monétaires.

Enfin, dernier point énoncé par Paul Robbins, les crises environnementales ne se résolvent pas en se contentant de faire la charité aux pauvres, comme le proposait Malthus dans le cas des quartiers londoniens, -et comme c'est encore malheureusement le cas d'institutions internationales type PAM au Sahel en cas de famines, supposées ou avérées, mais souvent

² La géographie radicale a peu d'équivalent en France où elle pourrait être qualifiée de "gauchiste", même si cela en serait une traduction bien imparfaite puisqu'elle se fonde sur des arguments marxistes non orthodoxes et anarchistes pour dénoncer la tendance scientiste de la nouvelle géographie (Peet, 1977), portée en France par des gauchistes (dont le groupe DUPONT), mais à forte tendance quantitativiste et ayant parfois des préjugés néo-positivistes à l'égard de ce qui n'est pas directement quantifiable.

avec des coûts de transaction importants et du retard-, mais en contrôlant la population tout en reconfigurant la distribution des pouvoirs et des richesses. Selon Malthus, augmenter le pouvoir d'achat des pauvres aurait inévitablement pour conséquences une hausse des prix en l'absence d'une augmentation possible de l'offre et surtout un appauvrissement des catégories de personnes situées socialement juste au-dessus des plus pauvres, et donc une augmentation du nombre d'assistés au lieu d'une réduction (Malthus, 1803). Il était donc contre des lois en faveur des pauvres, ce qui pourrait se traduire aujourd'hui par des politiques "pro-pauvres", leur préférant des actions de charité, que l'on pourrait transcrire aujourd'hui par une nette préférence pour l'aide d'urgence plutôt que pour l'aide au développement, tandis que l'on sait bien que les deux sont nécessaires.

L'introduction de Nancy Peluso et de Michael Watts au livre "*Violent environments*" dont ils sont éditeurs offre une bonne illustration de la rupture idéologique qu'oppose la *Political Ecology* aux analyses néo-malthusiennes (Peluso et al., 2001b). Ils y débattent en particulier de la théorie de la raréfaction environnementale (*Environmental Scarcity*) qu'a développée Homer-Dixon notamment dans un projet ("*Environmental Change and Acute Conflict Project*") et dans un livre (Homer-Dixon, 1999). Selon cette théorie, il existerait un lien de causalité entre la dégradation des ressources, du fait de la croissance de la population et de la distribution inégale des ressources, et la violence civile. Ce lien passe par l'accaparement des ressources, généralement par des "élites" et, par suite, à la « marginalisation écologique » des populations vulnérables et des sans-droits, ce que Baechler dénomme quant à lui de la « discrimination environnementale » (Baechler, 1999).

Selon Peluso et Watts (2001), cette théorie de la « raréfaction environnementale » procède selon un simple modèle causal, s'apparentant à l'approche auto-régulationniste des Systèmes Socio-Écologiques : Croissance démographique et distribution inégale des ressources → Changement environnemental → Raréfaction → Frictions sociales → Conflit.

Selon cette approche, les violences et les guerres seraient le résultat non pas d'une décision consciente des belligérants, mais de réponses instinctives aux déséquilibres de ressources et de peuplement. La guerre adviendrait en réponse à un déséquilibre du système. Naturelle et dépolitisée, elle aurait pour déclencheur la "raréfaction de la ressources".

Les principales critiques que Peluso et Watts (2001) formulent contre cette théorie sont les suivantes : privilégier la raréfaction des ressources comme cause des violences au dessus de

toute autre cause implique de considérer qu'inversement, un excédent, une amélioration ou une restauration environnementale ne peut être associée à de la violence, ce qui est faux ainsi que cela a été prouvé notamment dans le cas des espaces peu peuplés de République Centrafricaine où les conflits entre éleveurs et agriculteurs sont nombreux malgré l'abondance de la ressource à une échelle régionale (Ankogui-Mpoko, 2002).

Le modèle de Homer-Dixon (1999) est construit sur une vision partielle du changement environnemental qui ne résiste pas aux théories du changement social ou de l'économie politique. Il suppose qu'il y a raréfaction et ne s'intéresse qu'à cela. Et cette supposition appauvrit considérablement la compréhension de la formation et de la phénoménologie de la violence. L'État est considéré par Homer-Dixon comme monolithique. Les liens entre la raréfaction environnementale et l'affaiblissement de l'État ne sont selon Peluso et Watts pas démontrés, restant au niveau de l'assertion, alors que l'État, en tant qu'entité différenciée et complexe, impose des mesures qui peuvent déboucher sur des conflits à de nombreux niveaux et ne peut donc être considéré comme monolithique.

Si Peluso et Watts sont d'accord sur l'idée que les "élites" peuvent s'accaparer de la rente de la ressource et que les pauvres peuvent de ce fait être rejetés sur les zones écologiques marginales, en revanche, ils opposent à la vision selon eux naïve et statique qu'a Homer-Dixon des classes et des inégalités, une vision issue de l'économie politique plus large, dans laquelle les rapports de classe et les forces sociales sont complexes.

A la proposition théorique de Homer-Dixon de "raréfaction environnementale", Peluso et Watts opposent l'approche *Political Ecology*, qui n'a pas pour point de départ une rareté présumée de la ressource, mais des relations entre la Nature et ses usagers considérant que l'appropriation de la Nature est nécessairement historique et sociale (l'appropriation de la Nature est déterminée par les relations sociales, et particulièrement par les relations de propriétés et de contrôle (Ribot et al., 2003)). Pour Peluso et Watts, la *Political Ecology* offre un mode d'explication alternatif à celui proposé par la "raréfaction environnementale" en ce qu'elle offre un cadre de pensée issu de l'économie politique permettant de comprendre les divers jeux de pouvoir affectant les acteurs et les lieux et les circonstances spécifiques dans lesquelles la violence s'exprime.

Outre la critique des analyses néo-malthusiennes, la *Political Ecology* s'est également forgée dans une critique contre les théories de la "modernisation" et de l'efficacité économique qui

portent peu d'attention à l'influence des pouvoirs politico-économiques et qui perçoivent les crises environnementales essentiellement comme le résultat d'une adoption inappropriée des techniques économiques "modernes" de gestion, d'exploitation et de conservation et non comme le résultat de ces luttes de pouvoirs pour l'accès aux ressources (Watts, 2000).

La "modernisation" s'appuyant sur l'idée, non véritablement prouvée notamment en Afrique, que croissance économique et sauvegarde de l'environnement se renforcent mutuellement, elle suggère qu'il suffirait de fixer des prix adéquats et d'introduire des technologies appropriées pour régler les problèmes environnementaux. Cette approche de la "modernisation" a pour principale faiblesse d'ignorer totalement la structuration politique et économique des pouvoirs en place et de facto de dépolitiser complètement des questions complexes de gestion de l'environnement en les réduisant à des questions de prix et de technologies.

James C. Scott, qui est un des représentants majeurs de ce qu'il est convenu d'appeler les "études paysannes", s'est attaché à analyser la rationalité des petits paysans (Scott, 1976), et en particulier les raisons pour lesquelles ils s'opposent souvent à ce qui est considéré comme la modernisation, sans pour autant qu'ils puissent être qualifiés d'être irrationnels ou inefficaces. Sur le plan sémantique, les "logiques paysannes" sont en effet bien souvent opposées à l'idée de rationalité technique et renvoient à des préjugés en rapport avec les mentalités des paysans, leurs pratiques extensives prétendument inadaptées, et la faiblesse de leur productivité.

Cette opposition a été débattue lors d'un colloque organisé en 1978 à Ouagadougou : "Maîtrise de l'espace agraire et développement en Afrique tropicale. Logique paysanne et rationalité technique". Paul Pélissier notamment y a démontré l'efficacité du système extensif des paysans soudano-sahéliens si on le rapporte, non à la surface exploitée, mais au travail effectué : « la productivité maxima du travail est assurée par la consommation de l'espace » (Pélissier, 1979), ce qui amène de fait les agronomes à réviser leur notion de la productivité en y intégrant la dimension spatiale. Plusieurs décennies plus tard, cette opposition entre les logiques paysannes et la rationalité technique est à nouveau interrogée, non plus par des géographes français africanistes mais par des géographes africains, dans un contexte de mondialisation et d'urbanisation, la question étant de savoir si les efforts de modernisation et de participation locale ont produit les effets escomptés (Atta et al., 2010).

Dans son ouvrage *The Moral Economy of the Peasants*, James Scott démontre que les petits paysans tendent à essayer de prévenir les risques en développant des dispositifs sociaux de redistribution des excédents des bonnes années climatiques, destinés à protéger l'ensemble de la société contre les effets des mauvaises années (Scott, 1976). Cela peut prendre la forme d'un partage avec d'autres de la terre et de la main-d'œuvre.

En s'appuyant sur les travaux de Scott et sur un cadre d'analyse marxiste, Michael Watts a également apporté une sévère critique contre cette théorie de la modernisation dans son livre *Silent Violence* (1983), qui peut être considérée comme sa première contribution à la *Political Ecology* (Watts, 1983). Il y démontre en effet, dans le cas des petits paysans du Nord du Nigéria, comment la capitalisation croissante des échanges entre les villages et avec les villes a eu des conséquences négatives pour l'environnement, mais a également conduit à une marginalisation économique des paysans et à la famine. L'explication qu'il donne à ces effets négatifs de la libéralisation du marché est que les paysans, amenés à cultiver davantage pour le marché, se trouvèrent dans l'obligation de prendre plus de risques, notamment en modernisant leurs systèmes de production. De plus en plus dépendants des fluctuations du marché, ils ont du recourir à l'emprunt et, pour rembourser leurs dettes, devenir des ouvriers agricoles sous-payés, produisant des cultures de rente au détriment de leurs cultures vivrières. Ce processus conduisit à des cas de famine, mais également à une détérioration des terres agricoles en raison d'une baisse de l'investissement dans la main-d'œuvre et d'une érosion des sols.

D'une façon générale, la *Political Ecology* conteste l'idée que la dégradation environnementale puisse être comprise comme un ensemble de problèmes objectifs qui relèvent uniquement des domaines de la science et de la technique sur les résultats desquels pourrait s'appuyer l'action publique (et en cela elle est très proche de l'approche de Bruno Latour (Cf. volume 1)). Elle ne tente pas de se dissimuler derrière une "objectivité" ou une "scientificité" illusoires (Robbins, 2004). Elle essaie au contraire de voir la Nature, non pas comme un terrain neutre en dehors de l'histoire des hommes et des relations sociales, mais comme un acteur faisant partie d'un contexte géographique et historique spécifique. Considérant les écosystèmes comme non politiquement inertes, la *Political Ecology* essaie de comprendre les processus impliqués dans la production des ressources

naturelles, en prenant en compte la perception des acteurs, avec leurs filtres culturels : les ressources naturelles sont utilisées, vécues et interprétées socialement.

2.2.3. Evolution épistémologique de la *Political Ecology*

La *Political Ecology* n'est pas née seulement en réaction aux théories néo-malthusianistes ou de l'efficacité économique *via* l'idée très occidentale de "modernisation", elle s'est également construite en lien avec des cadres théoriques. Même si son histoire est courte d'environ 40 ans, elle est présente déjà des successions épistémologiques qu'il est intéressant de relever dans l'optique d'étudier l'histoire de la gestion des espaces et des ressources naturelles par le prisme de la *Political Ecology*.

Les prémices de cette évolution épistémologique se situent dans les années 1960 et 1970. Les précurseurs de la *Political Ecology* partageaient alors l'idée que l'écologie culturelle et l'anthropologie écologique sont trop localisées et statiques pour être tout à fait opératoires dans la compréhension des relations humains-environnement. Ces disciplines ambitionnent en effet toutes deux d'expliquer le lien entre la culture et les pratiques de gestion de l'environnement en termes de comportements adaptatifs ou de stratégies adaptatives, à l'échelle de l'écosystème, et avec une approche essentiellement systémique et fonctionnaliste³.

Si les deux courants scientifiques, l'écologie culturelle et l'anthropologie écologique, associent tous deux matérialisme historique marxiste et fonctionnalisme, ils diffèrent en revanche par l'unité d'analyse de base de la recherche. Si pour l'écologie culturelle, l'unité d'analyse est la culture, pour l'anthropologie écologique ce sont les humains en tant que populations écologiques qui sont l'objet d'analyse, la culture n'étant alors comprise que comme le moyen par lequel ces populations transforment et s'adaptent à leur environnement.

Pour ces deux courants cependant, l'entrée par l'analyse systémique et l'analyse des flux

³ voir en particulier (Steward, 1955 ; White, 1959) pour l'écologie culturelle -qui s'est interrogée sur les liens entre les flux d'énergie par habitant et par an et l'évolution culturelle ; et (Bennett, 1976 ; Orlove, 1980) pour l'anthropologie écologique que Ben Orlove (1980) définit comme l'étude des relations entre les dynamiques des populations, l'organisation sociale, et la culture des sociétés humaines d'une part, et les environnements dans lesquels elles vivent d'autre part

d'énergie restreint bien souvent l'étude des communautés écologiques et culturelles à un niveau local qu'il convient de dépasser si on veut prendre en compte les structures économiques et politiques qui influencent les activités et les stratégies des populations en tout lieu (Wolf, 1972 ; Hjort, 1982 ; Peet et al., 1996b).

Cette volonté de dépassement des limites de l'anthropologie écologique par une intégration avec des analyses structurelles politico-économiques est fondatrice de la *Political Ecology*, qui se trouve alors être définie dans une première version comme la fusion de l'écologie culturelle et de l'économie politique (Bryant, 1992 ; Peet et al., 1996b). On trouvera ainsi dans (Bassett, 1988) une étude des conflits entre agriculteurs et éleveurs dans le Nord de la Côte d'Ivoire savannicole qui répond à la nécessité émise par Wolf en 1972 de contextualiser les réalités écologiques locales dans une économie politique plus large.

Un certain nombre de définitions de référence de la *Political Ecology* (Robbins, 2004) relèvent de cette fusion entre des sciences sociales à fort ancrage écologique et l'économie politique, parmi lesquelles on peut relever celles de :

(Blaikie et al., 1987) : "combines the concerns of ecology and a broadly defined political economy. Together this encompasses the constantly shifting dialectic between society and land-based resources and also within classes and groups within society itself" (p 17.)

(Greenberg et al., 1994) : "A synthesis of "political economy, with its insistence on the need to link distribution of power with productive activity and ecological analysis, with its broader vision of bio-environmental relationships"

(Peet et al., 1996a) : "a confluence between ecologically rooted social science and the principles of political economy"

(Escobar, 1999) : "the study of the manifold articulations of history and biology and the cultural mediations through which such articulations are necessarily established"

L'économie politique est ici comprise au sens anglo-saxon de la *Political Economy* comme une branche de la science économique qui décrit et analyse l'activité économique par rapport aux données politiques, en essayant d'expliquer le fonctionnement et de trouver les lois qui régissent l'activité économique par rapport à l'action des pouvoirs publics. Cette branche de l'économie est essentiellement d'inspiration marxiste, avec une emphase sur les

questions de production et un cadre de pensée structuraliste, même si la relativisation du poids de l'économie par les faits politiques ou culturels conduit parfois à parler de « néo-marxiste ».

La première version de la *Political Ecology*, de la fin des années 70 au milieu des années 80, est en tout cas fortement marquée, du fait de son intimité avec l'économie politique, par l'explication marxiste du monde et le cadre de pensée structuraliste (Watts, 1983 ; Blaikie, 1985 ; Bunker, 1985). Les conflits environnementaux locaux sont alors essentiellement expliqués en termes de lutte de classes et de domination par les forces capitalistes, sans forcément mettre en évidence l'importance des interactions entre acteurs ou entre institutions au niveau local dans la définition des droits d'accès et d'usage des ressources.

La prise en compte d'une plus grande complexité dans la manière dont les relations de pouvoirs façonnent les interactions environnements-sociétés va conduire à un dépassement du cadre de pensée marxiste, par trop déterministe, et inaugurer une deuxième ère épistémologique de la *Political Ecology* à partir de la fin des années 1980. Si les influences théoriques de cette deuxième phase sont plus éclectiques, elles se rattachent néanmoins plus ou moins à une vision dite "poststructuraliste"⁴ : la "Nature" elle-même (et les identités et intérêts des divers agents) est considérée comme à la fois non objective et contingente (Escobar, 1996) ; l'attention est portée sur l'analyse de la nature de la connaissance et sur la manière dont cette connaissance a été produite. Les questions typiques de ce courant de la *Political Ecology* sont : que savons-nous du changement environnemental ? Et comment cette connaissance a-t-elle été acquise et véhiculée ?

Si les travaux sur l'érosion des sols, qui agitaient alors le monde du développement qui s'inquiétait de leur "dégradation" et de ses conséquences pour les économies des pays du Sud (Roose, 1977 ; Roose, 1984 ; Piéri, 1989), sont à l'origine de cette évolution de la

⁴ Le post-structuralisme est difficile à définir car il a émergé d'un ensemble varié de réactions d'anciens structuralistes, parmi lesquels Jacques Derrida ou Michel Foucault qui eux-mêmes ne se sont jamais revendiqués comme post-structuralistes. L'utilisation du terme "post-structuralisme" reste essentiellement le fait d'universitaires et d'éditeurs nord-américains, qui se revendiquent de la pensée d'universitaires européens. Mais la nature exacte du post-structuralisme ainsi que sa reconnaissance comme un courant philosophique bien identifié restent toujours l'objet de controverses. Une constante est cependant que, par réaction au structuralisme qui considère que le signifiant et le signifié sont indépendants, et que l'objet doit être privilégié aux dépens du sujet, la culture aux dépens de la nature et qu'il est possible de mettre en évidence des régularités ou invariants dans la société (Claude Levi-Strauss), les discours (Vladimir Propp), l'esprit (Sigmund Freud), ou l'espace (Harvey, Brunet), le post-structuralisme voit le signifiant et le signifié comme inséparables, bien que non unifiés, la culture comme inséparable du savoir et accorde autant d'importance à la connaissance qu'à la manière dont celle-ci a été produite.

Political Ecology (Blaikie et al., 1987 ; Hecht et al., 1990 ; Guha, 1999 ; Guha, 2000), mais aussi plus spécifiquement sur le cas du Mali (Moseley, 2001 ; Moseley, 2005), de nombreux travaux sur la gestion des ressources forestières ont participé de cette évolution, parmi lesquels on peut citer (Peluso, 1992 ; Fairhead et al., 1995 ; Fortmann, 1995 ; Forsyth, 2003 ; Forsyth et al., 2008), mais aussi pour le Mali (Benjaminsen, 1996 ; Benjaminsen, 1997).

La carrière de deux auteurs emblématiques de la *Political Ecology*, Piers Blaikie et Michael Watts, témoigne en particulier de l'évolution épistémologique de la *Political Ecology* au cours des vingt-cinq dernières années. Si les travaux de Watts s'appuient davantage sur l'analyse politico-économique que ceux de Blaikie davantage marqués par les analyses empiriques écologiques, ils montrent tous deux un enrichissement d'analyses structuralistes dans les années 80 par des analyses de discours dans les années 90, marquant un glissement du néo-marxiste au poststructuralisme.

Bien que marxiste d'origine, Blaikie s'est éloigné dès les années 1980 de l'approche structuraliste pour intégrer dans ses recherches à la perception qu'ont les acteurs des processus environnementaux. Watts a pourtant reproché aux travaux de Blaikie de davantage se préoccuper des aspects biophysiques des problèmes que de leurs racines "politiques" (Peet et al., 1996b ; Watts, 1997 ; Watts, 2002). Il considère que les travaux de Blaikie sont trop empiriques et manquent d'une théorie sociale générale qui puisse expliquer la dégradation de l'environnement.

Mais d'une part, la critique inverse peut être formulée à l'encontre de Watts lui-même : ses travaux, très emprunts de déterminisme structurel, considèrent que les causes des problèmes environnementaux sont déterminées et à découvrir dans les structures du capitalisme, en délaissant ce faisant une connaissance fine des processus écologiques à l'œuvre. D'autre part, cette critique doit être relativisée : elle peut être interprétée comme une critique marxiste émanant d'un marxiste repent, la *Political Ecology* étant passée d'une "vérité" marxiste unique à un ensemble de "vérités", notamment grâce à l'ouvrage de Blaikie et Brookfield "*Land Degradation and Society*" datant de 1987 (Bryant et al., 2008). Blaikie peut donc de ce fait être considéré comme un précurseur dans le changement de paradigme opéré dans la *Political Ecology*.

Watts lui-même a également été touché dans les années 1990 par la vague post-structuraliste qui déferlait alors sur les sciences sociales. Les travaux de Peet et Watts (1996)

qui comportent une combinaison de marxisme et de post-structuralisme témoignent de cette influence qui, selon les auteurs, politise encore plus nettement la *Political Ecology*. Peet et Watts développent notamment dans ce livre une idée fertile pour la *Political Ecology* qui est celle selon laquelle les conflits pour les ressources sont non seulement des conflits pour la maîtrise des ressources matérielles, mais aussi des luttes idéologiques véhiculées par des discours et des récits.

Héritier de Blaikie, Tim Forsyth est un auteur emblématique de ce changement de paradigme de la *Political Ecology*. Tout en admettant que l'utilisation combinée d'une analyse sociale néo-marxiste et d'une analyse des processus écologiques a permis de mieux comprendre les mécanismes de pouvoir à propos des questions de l'environnement, il considère qu'elle a produit certaines assertions quelque peu gratuites au sujet des effets de la mondialisation capitaliste sur l'environnement et qu'en ce sens, certaines utilisations de la *Political Ecology* constituent une simplification des relations complexes existant entre l'environnement et la société dont il faut se méfier (Forsyth, 2003 ; Forsyth et al., 2008).

2.2.4. Racines théoriques et méthodologiques de la *Political Ecology*

Si la *Political Ecology* est fondée sur des questions communes à propos des luttes politiques dans un contexte de changement environnemental, mais aussi -on l'a vu- sur des postures communes de chercheurs-militants, avec une empathie marquée pour les populations marginalisées, un certain nombre de théories et de pratiques méthodologiques sont partagées par les *political ecologists* et caractérisent ce courant scientifique.

Nancy Peluso, lors de son intervention à l'école-chercheur que j'ai organisée en juin 2009, a précisé les racines théoriques de la *Political Ecology* par référence au concept-clé de la dialectique Nature-Société. Elle définit celle-ci comme un phénomène naturel et social, qui est construit et évolue en fonction de recompositions constantes entre Nature et Société. L'importance de cette dialectique entre Nature et Société amène à considérer les "Socio-Natures"⁵ comme centrales dans les approches en *Political Ecology*. Elle peut être

⁵ "Socio-natures" qu'il convient de ne pas confondre avec les "socio-écosystèmes" étudiés par la communauté scientifique de la résilience et de la capacité adaptative organisée autour du père fondateur Holling (resilience alliance). Même si les deux approches sont holistiques et que certains *political ecologists*, comme Piers Blaikie, ont pu adopter des méthodes systémiques pour étudier les processus qui conduisent à l'érosion des sols, les

appréhendée selon trois angles qui correspondent à autant de corpus théoriques :

- L'écologie culturelle et l'histoire environnementale, qui sont fondées sur le concept clé d'adaptation ;
- L'économie politique avec une mise en perspective historique qui s'intéresse aux processus d'accès et de contrôle, ainsi que d'accumulation des ressources et de la richesse ;
- Le poststructuralisme, déconstructionnisme et études scientifiques qui se basent sur l'analyse des discours, des savoirs et des représentations.

Dans le détail, chacun de ces trois paradigmes peuvent être illustrés par un ensemble de questions qui aident à préciser les racines théoriques de la *Political Ecology* qui émergent des interactions entre ces trois corpus théoriques.

Pour l'**écologie culturelle**, les questions clés sont les suivantes :

- Quelles sont les stratégies et pratiques d'utilisation et de gestion des ressources par les différents usagers ?
- Comment ces différents modes d'utilisation des ressources affectent leurs caractéristiques écologiques et biologiques ?
- Quelles sont les institutions de base pour l'utilisation et la gestion des ressources ?
- Dans quelle mesure ces modes et pratiques d'utilisation des ressources sont-ils révélateurs d'une adaptation aux changements intervenant dans l'environnement biophysique et social ?

Pour l'**économie politique**, les questions clés sont les suivantes :

- Quels changements sont survenus dans les manières dont les ressources sont produites, extraites, utilisées ou gérées ?
- Comment le processus d'accumulation des richesses survient ?
- Comment se fait la régulation de l'accès aux ressources et leur contrôle ?
- Quels genres de processus de marginalisation ou de dépossession se produisent ?

Pour la ***Political Ecology* poststructuraliste**, les questions clés sont les suivantes :

- Quelles sont les revendications ou contre-revendications autour d'un conflit ?
- Quels discours dominants les groupes sociaux ou les institutions avancent-ils pour

political ecologists en général et Nancy Peluso en particulier ne se reconnaissent pas dans l'approche systémique.

légitimer leurs revendications ?

- Quels sont les origines de ces discours ?
- Quels récits les différentes parties élaborent-elles pour justifier leurs revendications ?

Du croisement de ces questions clés pour les 3 paradigmes fondateurs de la *Political Ecology*, Nancy Peluso en formule elle-même trois qui résument, selon elle, l'essence même de la *Political Ecology* :

- Quelle différence fait la Nature ?
- Quelle différence fait l'accès aux ressources ?
- Quelle différence fait la « différence » ?

De ces racines théoriques de la *Political ecology* découle un corpus méthodologique que l'on retrouve dans tous les travaux de *Political Ecology* sérieux⁶ et qui contient les éléments suivants : l'interdisciplinarité, le changement d'échelles, les études détaillées de terrain et l'analyse des discours politiques.

2.2.4.1. L'interdisciplinarité

A l'intersection des processus naturels et sociaux, la *Political Ecology* marque une rupture avec les perceptions conventionnelles des problèmes environnementaux en fournissant des explications et des perspectives alternatives sur les rapports Homme-Nature.

Que l'on pratique une interdisciplinarité par soi-même ou en équipe, la *Political Ecology* oblige à étudier les différentes réalités et perceptions de phénomènes écologiques et sociaux en interaction, en produisant des preuves des processus écologiques à l'œuvre, des évidences sur les interdépendances entre ces processus et les populations qui les génèrent et/ou les subissent, ainsi que sur les facteurs politiques et économiques de niveau supérieur qui modifient le jeu de ces rapports entre les écosystèmes et les populations qui en dépendent. Il ne s'agit rien de moins quand on s'inscrit dans le courant de la *Political Ecology*

⁶ J'emploie ce terme à dessein. On trouve dans la littérature du domaine un certain nombre de travaux qui se revendiquent de la *Political Ecology*, mais qui s'avèrent n'en avoir que le label quand on lit attentivement les théories mobilisées, les méthodes utilisées et les résultats obtenus. J'y vois pour ma part les effets collatéraux de la course à la publication de rang A et la politique éditoriale de revues de géographie en langue anglaise qui exigent de leurs auteurs une avancée théorique, sinon au moins de se référer à un corpus théorique bien identifié. La *Political Ecology* renvoyant à un corpus scientifique bien identifié mais nébuleux, il est pratique pour certains auteurs peu scrupuleux de s'y référer pour faire publier plus facilement leur article.

que de confronter des évidences biophysiques et sociales locales aux politiques qui agissent sur cette dialectique nature-société et aux discours qui les fondent. A minima, l'étude des processus écologiques, l'étude des pratiques locales, celles des perceptions, celles des jeux institutionnelles, des jeux de pouvoir ainsi que l'étude de l'action politique environnementale sont nécessaires.

2.2.4.2. Le changement d'échelle

Il est usuel en géographie de combiner de diverses manières les différentes échelles dans l'observation et l'analyse géographiques, du niveau local au niveau mondial, en passant par le niveau national et régional, et inversement. On peut utilement se référer pour cela aux deux "Que sais-je" d'Olivier Dollfus (Dollfus, 1970 ; Dollfus, 1971). Il s'agit d'ouvrages assez polymorphes mixant les conceptions de la géographie classique avec une culture ethnologique de géographe tropicaliste et des esquisses de géographie théorique et quantitative, qu'il partage alors avec Roger Brunet et son tableau sur les échelles appliquées à l'espace géographique (Brunet, 1969) qu'il reprend en l'améliorant. Mais ces ouvrages qui nous conviennent à faire varier le niveau d'observation, à faire un "transfert d'échelles", pour étudier un "phénomène géographique" font toujours pour moi référence.

Dans le domaine de la *Political Ecology*, Blaikie (1985) puis Blaikie et Brookfield (1987) comptent parmi les premiers à avoir mis en évidence la nécessité du changement d'échelle. Ils ont conçu une méthode qui propose d'utiliser les chaînes causales pour identifier et caractériser l'origine des dégradations écologiques. Cette méthode débute par une étude, à un niveau local, de la gestion des ressources par les individus, les ménages ou les groupes sociaux qui les exploitent directement, plus ou moins régulés par les règles institutionnelles qui s'appliquent à ce niveau. Cette méthode évalue également l'état de l'environnement : y a-t-il déforestation, érosion des sols, dégradation de la qualité des sols, surpâturage, ou détérioration de la biodiversité ? Il s'agit jusque-là d'une approche identique à celle adoptée par l'écologie culturelle. Mais, alors que cette dernière ne s'appesantira pas sur les paramètres externes, c'est justement parmi eux que l'analyse de la *Political Ecology* cherchera des facteurs de causalité qui permettent d'expliquer les changements environnementaux à l'œuvre au niveau local. Partant de conflits locaux autour de l'usage

des terres et autres ressources, la *Political Ecology* tentera, par le changement d'échelle, de voir s'ils sont, de quelque manière que ce soit, liés aux discours dominants et à des mécanismes politiques au niveau national, sous-régional ou mondial.

2.2.4.3. Les études détaillées de terrain

La *Political Ecology* se base sur des études détaillées de terrain concernant aussi bien les processus écologiques en cours que les pratiques d'acteurs et leurs perceptions de l'environnement, que les jeux de pouvoir qui contraignent ces pratiques et modifient les perceptions.

Parmi, de nombreux travaux exemplaires de la nécessité de recueillir des évidences biophysiques et sociales précises et détaillées à l'échelle locale pour les confronter aux discours environnementaux dominants, je citerai notamment les articles de Bassett et Zuéli (2000) et de Robbins et al. (2007). Le premier cité traite des décalages entre la conception et la mise en œuvre du Plan National d'action environnemental en Côte d'Ivoire et les réalités écologiques de terrain (Bassett et al., 2000) ; le deuxième cité traite, dans le cas des espaces arides du Rajasthan en Inde, des liens entre les formes institutionnelles (constituées tant des règles d'usage de la ressource dans l'espace et dans le temps que des systèmes d'autorité, culturellement et politiquement situés, qui contrôlent et appliquent ces règles) et leurs impacts environnementaux (Robbins, 1998). Dans les deux cas, il y a confrontation entre des politiques ou des normes environnementales, qui s'appuient sur des discours (Cf. d)), et des résultats d'analyses écologiques et sociales à l'échelle locale, ce qui est une des spécificités de la *Political Ecology*.

Parmi les méthodes couramment utilisées par les *political ecologists* pour réaliser des études détaillées, on peut relever :

- L'ethnographie ;
- L'écologie de terrain ;
- L'analyse de l'occupation du sol et de sa dynamique, ainsi que de l'usage des sols et de sa tenure ;
- L'histoire environnementale et orale ;
- L'analyse institutionnelle.

2.2.4.4. L'analyse des discours politiques et en particulier des idées préconçues

Une des originalités importantes de la *Political Ecology* est d'analyser les discours pour les confronter aux faits : les “vérités” environnementales scientifiques établies sont interrogées de même que les arguments sur lesquels reposent les politiques publiques environnementales.

Ce mode d'analyse est intrinsèquement historique. Les *political ecologists* examinent les différents discours ou “*story-line*” pour faire ressortir la stratégie politique des différentes parties prenantes (gouvernements, multinationales, environnementalistes). Un discours peut être défini comme une aire d'expression d'un certain point de vue qui est relatif à un certain pool d'institutions ou de communautés épistémiques concernées par un nombre limités d'objectifs. En bref, un discours est une articulation entre savoir et pouvoir.

La *Political Ecology* porte ainsi une attention particulière aux analyses de discours, notamment concernant les histoires des relations entre les sociétés et leurs environnements, davantage que les descriptions, comme mode d'explication des dysfonctionnements et conflits au niveau local. Ce qui est dit et/ou écrit est considéré par cette approche comme un objet d'analyse et comme une source d'évidences possibles au même titre que ce qui peut être observé directement sur le terrain.

L'inspiration de cette méthode a été puisée par les post-structuralistes américains dans l'œuvre de Michel Foucault. Celui-ci a en effet montré, par le biais d'études historiques sur des thèmes comme la folie ou la prison et les peines, comment les pratiques de diverses époques sont liées à des discours indiquant ce qui a un sens et ce qui n'en a pas, ce qui est vrai et ce qui ne l'est pas, ainsi que les formes acceptables de dire et de faire (Foucault, 1961 ; Foucault, 1966 ; Foucault, 1975).

Des réserves ont été émises à l'endroit de certains aspects de l'analyse discursive de Foucault. Tout d'abord, pour Foucault, chaque époque historique serait caractérisée par un discours unifié qui fournit la vérité et les bonnes pratiques dans tous les domaines. Or, quand on analyse les discours formulés, par exemple, au sujet des questions d'environnement de niveau planétaire, il n'est pas rare de constater des conflits d'opinion impliquant deux ou plusieurs discours dominants (Adger et al., 2001). Par ailleurs, Foucault

opère avec ce qu'on peut appeler des discours sans acteurs (Fox, 1998), alors que, si les discours constituent des structures importantes, ils sont formulés par des acteurs et sont à ce titre l'objet d'incessants remaniements et modifications de la part de ces derniers. Il est donc de ce fait important d'analyser non seulement les discours mais les acteurs qui les formulent (Benjaminsen et al., 2009). Il n'en demeure pas moins que la très grande majorité des *political ecologists* se réfèrent à Michel Foucault pour analyser comment les discours dominants établissent des "vérités" sur l'environnement et le développement qui s'avèrent déterminantes pour l'action politique (Stott et al., 2000 ; Adger et al., 2001 ; Forsyth, 2003).

Cette analyse du discours sur les questions environnementales a pris une importance particulière avec la mondialisation, la fluidification des échanges d'idées et la tendance à la domination planétaire d'un petit nombre de discours qui l'accompagne, même s'il existe toujours des points de vue hétérodoxes sur les discours dominants. De tels discours jouent un rôle déterminant dans la manière dont les questions touchant à la gestion de l'environnement et du développement sont abordées, ainsi que dans la manière dont les grandes institutions internationales touchant aux questions d'environnement distribuent leurs fonds et il est donc important de les étudier.

2.2.5. Aujourd'hui la *Political Ecology*, qu'est-ce que cela représente ?

Inventée dans les années 1970 pour analyser les circonstances politiques qui ont poussé les populations à des activités qui ont été la cause de changements environnements majeurs et de conflits (Peet et al., 1996b), la *Political Ecology* est aujourd'hui une approche et une grille de lecture très large et foisonnante sur les dynamiques sociales à propos de l'accès, de l'usage et du contrôle des ressources.

Les *political ecologists* représentent davantage une communauté de pensée et d'action, à travers la formulation de controverses et la démonstration de leurs effets négatifs tant sur l'environnement que sur les populations qui en vivent. Cette communauté a en commun une posture scientifique et militante, ainsi qu'un ensemble de méthodes davantage qu'un corpus théorique qui peut être varié, avec 2 paradigmes qui continuent de co-exister (le néo-marxisme et le post-structuralisme).

De façon un peu provocatrice, Paul Robbins considère que la *Political Ecology* est, davantage

qu'un champ de recherche, une approche ou une méthode : c'est pour lui une manière d'écrire un papier sur le cœur des controverses en utilisant des éléments aussi bien objectifs que subjectifs (arguments, humeurs, ironies, impératifs moraux, etc...) (com. pers.), au point que l'on peut considérer un *political ecologist* aussi bien comme un auteur que comme un chercheur. En poursuivant cette idée, on pourrait en conclure qu'il n'y a pas de *political ecologists*, mais des scientifiques qui, ponctuellement, écrivent des textes se rattachant à la *Political Ecology*. Jesse Ribot n'est pas loin de partager cette idée, lui qui récuse l'appellation de *political ecologist* au profit de celle d'économiste politique de l'environnement (com. pers.), même si on pourrait y voir une restriction du champ de la *Political Ecology*.

Pour ma part, il me semble que le courant de la *Political Ecology* est suffisamment bien défini pour que lorsqu'on s'y réfère, les chercheurs en sciences sociales, au moins dans le monde anglo-saxon, identifient bien ce à quoi il réfère en termes de communautés scientifiques, de perspectives d'étude, de méthodes, ou de journaux de publication. Il me semble approprié de maintenir ce terme, quitte à l'enrichir et à le faire évoluer au contact de traditions de recherche francophones, notamment tropicales, peut-être plus empiriques mais dont le politique n'est pas absent de l'analyse des rapports humains-environnement, même si c'est sous une forme plus implicite, ou plus attaché à l'échelle locale comme Paul Pélissier qui liait systèmes agraires et systèmes politiques au niveau local dans ses études de terroir sénégalais (Pélissier, 1995).

2.3. La *Political Ecology* dans mon projet scientifique des années à venir

Pourquoi mobiliser aujourd'hui la *Political Ecology* sur les questions de recherche qui sont les miennes, et compte-tenu de la trajectoire qui m'a permis de bénéficier assez rapidement, dès mon retour du pays Bamiléké au Cameroun, de contacts avec un milieu scientifique français familier des problématiques d'interface Nature-Société ?

En 1992, j'ai rencontré Jacques Weber qui m'a initié à ses travaux, me permettant notamment de revisiter mes données du pays Bamiléké au travers de sa grille de lecture des

rapports Homme-Nature (Weber et al., 1993 ; Gautier, 1994b ; Gautier, 1994c). Puis, du fait de mon DEA et de ma thèse sur les Cévennes et de ma proximité avec les programmes PIREN du CNRS, j'ai eu la chance de bénéficier des éclairages de figures de proue des croisements entre sciences de la Nature et sciences de la société, tels que Marcel Jollivet et Nicole Jean, me permettant notamment là encore de revisiter des travaux réalisés en pays Bamiléké dans la revue NSS (Gautier, 1994a). J'ai eu aussi la chance de m'initier à la vision éco-centrée des Larrère (Larrère et al., 1997), grâce à un compagnon de thèse, Christen Audet, avec qui je partageais mon terrain d'étude Cévenole (Audet, 2009).

Ce n'est que beaucoup plus tardivement, après mon retour sur des terrains sahéliens, que j'ai ressenti la nécessité d'intégrer une dimension politique à mes travaux et que je me suis réintéressé aux recherches de Michel Callon et de Bruno Latour ; non pas que j'étais dans l'idéal d'une science produisant des résultats dont devait s'emparer les politiques, mais au Nord-Cameroun tout d'abord, puis surtout au Mali, j'ai ressenti, comme je l'ai dit précédemment, une forte frustration à produire des évidences de terrain, sur l'impact environnemental et social des politiques forestières, et à ne pas pouvoir les faire remonter à l'échelon national, sous-régional ou international, pour abonder à la réflexion des faiseurs de politiques et de lois.

Dans la tradition française de l'analyse des relations Nature-Société, la géographie occupe finalement une place assez marginale bien qu'elle puisse être définie comme l'étude des relations entre Nature et Société, ou encore entre l'humain et son environnement. Que le thème de la relation Nature-Société ne soit pas devenu le cœur de la géographie peut s'expliquer par le fait que, bien souvent, on ne décèle aucune forme de relation entre phénomènes naturels et humains, ce qui peut du reste expliquer l'éclatement de la géographie française au milieu du 20^{ème} siècle en une juxtaposition de disciplines sans connexité (géographie physique, humaine, culturelle, économique, de la santé, des transports).

Cependant dans le cadre d'une géographie considérée comme une science sociale ayant pour objet l'étude de l'organisation de l'espace par la société, et à condition de ne pas rechercher de relations de causalité entre les structures biophysiques et les processus sociaux, héritage du déterminisme, les phénomènes biophysiques peuvent prendre une

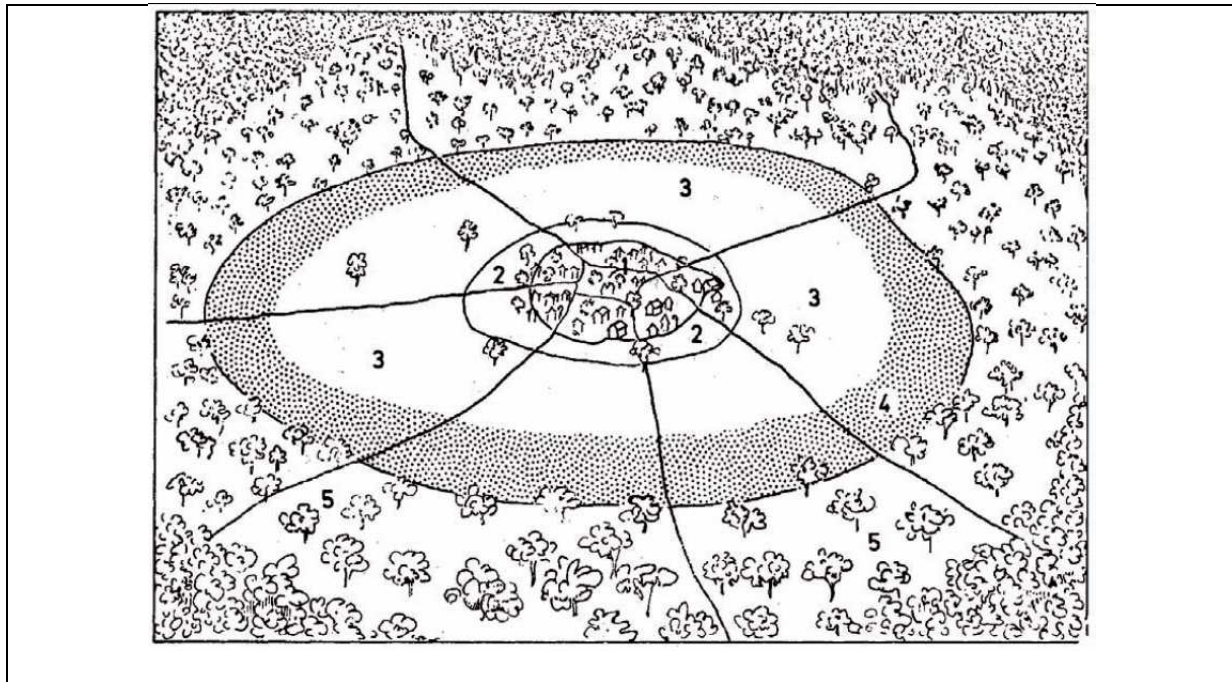
signification en s'intégrant au jeu des relations évolutives liant des éléments naturels et sociaux interdépendants (Charre, 1977).

C'est en fait dans d'autres sciences humaines, notamment la sociologie et l'économie, que les travaux sur les relations Nature-Société ont été les plus féconds en France, notamment autour du concept de patrimonialisation de la nature (Montgolfier (de) et al., 1987 ; Ollagnon, 1989 ; Humbert et al., 1992).

Le point de départ de ces travaux est souvent l'étude des représentations (Drouin, 1991 ; Friedberg, 1992). Entre autres exemples, la recherche agronomique tropicale est elle-même porteuse de représentations particulières de la "nature", non nécessairement congruentes avec celles des populations-cibles des projets de développement. On continue ainsi d'étudier les systèmes de culture en région soudano-sahélienne de façon généralement déconnectée des questions d'élevage et de foresterie et on analyse ensuite les articulations possibles entre sous-systèmes du système agraire. Le CIRAD lui-même propose depuis une dizaine d'années une révolution technique en agronomie tropicale, largement appuyée par l'AFD, "le semis direct sous couverture végétale", qui est inappropriée et vouée à l'échec dans les régions où les limites entre les aires de culture, de pâturage et de collecte de produits forestiers se recoupent : les animaux, au cours de leurs parcours quotidien, sont nécessairement amenés à traverser l'auréole des champs permanents où il est très difficile de les empêcher de brouter la matière végétale qui reste en période de soudure, ce qui est le cas de la couverture végétale que propose cette technique pour limiter l'érosion aux premières pluies et faciliter la pénétration de l'eau. Mais, il n'y a pas que le CIRAD qui peut faire des propositions agronomiques en décalage avec les représentations des habitants des territoires de développement. J'ai ainsi été surpris de la grille d'analyse *Ager/Saltus* proposée par l'un des plus grands agronomes tropicalistes français, Marc Dufumier, pour la zone cotonnière du Mali (Dufumier, 2005), il est vrai en pleine transition agraire avec une disparition de la jachère, tandis que j'essaie moi-même de démontrer combien les champs, les jachères et les savanes sont interconnectées dans les représentations des populations soudano-sahéliennes (Gautier et al., 2006a).

La géographie elle-même véhicule parfois des représentations réifiées des milieux naturels et des relations que les groupes humains entretiennent avec ceux-ci, même si quelques notables contre-exemples peuvent être relevés. Je pense notamment aux travaux de Paul

Pélissier, Gilles Sautter et de Jean-Pierre Raison sur les parcs arborés en milieu soudano-sahéliens (Sautter, 1962 ; Pélissier, 1980 ; Raison, 1988), et plus généralement aux études de terroir qui démontrent l'intimité des rapports que les habitants de ces régions entretiennent avec leur environnement, ou encore aux travaux à l'échelle régionale de Jean Gallais sur les relations agriculture-élevage dans le Delta intérieur du Niger (Gallais, 1984). Avec ces travaux, entre autres, on est bien loin d'une grille de lecture occidentale des liens entre systèmes agraires et structures spatiales et au plus près des logiques paysannes africaines.



L'organisation spatiale d'un village Sèrer au Sénégal selon (Pélissier, 1966) : **1** : Village et jardins ; **2** : Cultures permanentes ("Champs de case") ; **3** : Cultures avec jachères courtes ("champ de brousse") ; **4** : Cultures avec jachères longues ("champ de brousse") ; **5** : Espace sylvopastoral ("brousse")



Le parc arboré du village de Siby, dans les Monts Mandingues au Mali, où la culture de manguier dans les champs de case, à destination du marché urbain, a tendance à repousser les parcs à karité dans les champs de brousse (Photo : Denis Gautier, juin 2004)

Figure 1 : Rapports spatiaux des agriculteurs soudano-sahéliens avec leur environnement dans les années 1960 et 2000 : le modèle d'organisation reste similaire, mais sa composition évolue en fonction du contexte socio-économique

Afin de mieux prendre en compte les représentations dans le rapport humain-environnement, Weber et Reveret (1993) ont proposé la notion de “mode d’appropriation” de la Nature, qui m’a été bien utile pour analyser les observations que j’avais faites en pays Bamiléké. Cette notion permet de définir l’état d’un système de relations Nature-Société, en fonction de cinq niveaux: (i) les représentations ou perceptions, (ii) les usages alternatifs des ressources, (iii) les modalités d’accès et de contrôle de l’accès aux ressources, (iv) les modalités de transfert des ressources, ou des fruits tirés de ces ressources, modalités non nécessairement marchandes, (v), les modalités de répartition ou de partage des ressources et/ou des fruits que l’on en tire (Weber et al., 1993).

Cependant, ces approches sociologiques et économiques des relations Humain-Nature n’avaient généralement pas pour objectif de relier les questions environnementales à de grandes questions politiques dans la perspective de créer des espaces de débat pour l’action publique, à quelques exceptions (Godard, 1989 ; Godard, 1990 ; Mermet et al., 2005). Dans un contexte où les problèmes environnementaux globaux commencent à apparaître comme irréductibles à d’autres niveaux d’échelle mais où pourtant il n’existe pas de sphère politique établie pour les traiter, il est pourtant nécessaire de politiser le débat sur la Nature, ainsi que l’on fait, avec quelque temps d’avance, nos collègues nord-américains, peut-être parce que les rapports de l’homme à la nature dans ces pays sont moins intriqués qu’en France.

Pour trouver une volonté de politiser le débat sur la Nature, il faut chercher du côté des travaux de Michel Callon et de Bruno Latour qui proposent de privilégier la « science en train de se faire » à la « science déjà faite », afin de mettre en relation la construction des faits scientifiques avec des contextes socio-politiques ou économiques au sein desquels elle prend place et de s’affranchir ainsi du dualisme de deux mondes séparés : la nature et la société. Comment les scientifiques, retranchés dans leurs laboratoires, parviennent-ils à susciter de l’intérêt ou à créer une demande pour les connaissances ésotériques qu’ils produisent ? Quelles sont les relations entre le contenu de la science et les contextes socio-économiques au sein desquels elle se développe ? (Callon, 1989). Pour ce faire, Callon et Law (1989) suggèrent de faire apparaître les opérations de “traduction” qui, par l’expression des uns dans le vocabulaire des autres, permettent de lier les acteurs d’un monde à ceux d’un autre au sein de réseaux, ainsi que de détailler les investissements de forme nécessaires à la création d’espaces de négociation (Callon et al., 1989). L’activité scientifique peut ainsi

résulter d'un processus de construction aussi bien social que technique, où les scientifiques sont plongés dans des controverses sociétales, où ils fonctionnent en collectif selon un processus incertain et chaotique fait d'allers et retours permanents, où la diffusion de telle ou telle théorie dépend moins de ses qualités intrinsèques que des capacités des scientifiques à opérer des traductions pour enrôler des alliés, et, ce faisant, à étendre leurs réseaux et à clore les controverses (Latour et al., 1989).

Qu'est-ce que la *Political Ecology* apporte de nouveau, par rapport à ma trajectoire de recherche? Si la *Political Ecology* s'intéresse à la relation entre les gens et la Nature et entre les gens à propos de la Nature, avec un intérêt particulier pour les conflits liés aux droits d'accès et d'usage des ressources, mes recherches en géographie m'ont progressivement conduit à considérer les questions de territorialisation comme centrales dans une perspective de gestion durable des ressources. La foresterie quand à elle s'intéresse à l'aménagement de la forêt et au contrôle des gens qui vivent de ces forêts et les exploitent pour améliorer leurs conditions d'existence. Il existe donc un lien naturel entre *Political Ecology* et la gestion des espaces forestiers.

Quand j'ai rencontré la *Political Ecology* lors de la conférence annuelle de l'Association des géographes américains à Boston en 2008, cela a résonné si fort en moi que je me suis intéressé de plus près à cette approche.

2.3.1. Mettre de la politique dans mes recherches

Le premier point qui m'a intéressé dans l'approche *Political Ecology* est l'analyse de l'histoire des politiques environnementales et les discours qui les fondent, qui les véhiculent ou qui servent à leur application sur le terrain. Mes 20 premières années de recherche ont été marquées par un double concernement pour un continent déshérité, pillé et victime de sa mal-gouvernance : l'Afrique, ainsi que pour les populations vulnérables dont la vie dépend de l'exploitation des ressources naturelles en fonction des droits d'accès qui leur sont accordés. Cette double focalisation sur l'Afrique et les pauvres qui dépendent des ressources conduit de fait à introduire une dimension éminemment politique dans mes recherches. Pourtant, malgré la conscience de ce fait, je me suis principalement intéressé à la relation entre ces populations et leur environnement, à travers l'étude de leurs pratiques, de leurs

stratégies, et de leurs représentations, en analysant rarement les rapports de pouvoir qui expliquent en partie ces pratiques et ces représentations.

Il est vrai que j'avais des raisons pour cela, même si elles ne sont pas toujours avouables : quand on travaille au contact de populations marginalisées, on évite bien souvent ce qui peut amener de la défiance dans des relations qui mettent longtemps à s'établir et on évite donc, pour se faire, de rentrer dans les jeux de pouvoir et d'autorité dont on sait qu'ils sont intimement liés aux questions d'accès aux ressources et à leur propriété (Sikor et al., 2009). On évite notamment de laisser penser à ces populations que l'on est de connivence avec les pouvoirs locaux en s'affichant ostensiblement avec eux, même le fait d'avoir un entretien avec ces pouvoirs est un passage obligé sur la route des populations marginales. A titre d'exemples, j'essaie toujours d'éviter d'interviewer des bûcherons en m'étant fait introduire par un agent forestier, un Bella en présence d'un Touareg, mais aussi une femme en présence de son mari, etc... Ce n'est pas toujours évident, et dans certaines régions moins que dans d'autres. Je pense notamment au pays Malinké au Mali où il faut passer une première fois pour prendre rendez-vous avec les autorités locales, puis où il est quasiment impossible d'avoir un entretien seul à seul avec une personne, y compris quand on l'accompagne en brousse où on est toujours suivi par un jeune du village, espion du chef qui bride la parole.

D'un autre côté, on évite également d'aborder les sujets qui fâchent avec les autorités politiques, tel que les flux d'argent, pour ne pas qu'elles se braquent et compliquent le travail de terrain et le rapport aux populations marginales. Je n'ai ainsi que rarement adopté une posture politiquement engagée, même si je suis conscient qu'aucune idée émanant d'un travail de recherche n'est innocente et qu'elle renforce nécessairement ou met en débat à sa manière les arrangements économiques et sociaux (Schmink et al., 1987). Et j'ai dans le même temps progressivement réalisé qu'il ne suffit pas d'avoir de l'empathie pour l'Afrique et pour les pauvres pour faire de la recherche engagée. La *Political Ecology* m'offre un cadre général pour entreprendre des recherches sur l'interface Nature-Société qui prenne explicitement en compte les rapports de pouvoir pour l'appropriation et le contrôle des ressources, et les processus de territorialisation qu'ils induisent.

Il me semble évident que les travaux que j'ai réalisés sur les pratiques de gestion des arbres par les femmes au nord Cameroun, l'analyse des filières bois-énergie entre la ville et la

campagne au Mali, ainsi que plus récemment l'analyse des rapports entre la demande régionale de viande et les stratégies des éleveurs au Nord Mali ou l'étude de l'émergence des filières agrocarburants en Afrique de l'Ouest, auraient plus de consistance si j'avais d'emblée intégré la dimension politique qui conduisent les groupes sociaux marginaux à adopter telles pratiques ou stratégies. En analysant méthodiquement la genèse des politiques publiques, ainsi que leur mise en œuvre, en relevant dans les rapports et dans les discours les éléments qui permettent d'expliquer les relations de pouvoir, j'aurais pu mieux analyser les processus de marginalisation et les facteurs structurels ou conjoncturels qui conduisent les acteurs à adopter telle innovation ou telle pratique de gestion ou d'exploitation des ressources.

Ceci est particulièrement vrai pour l'émergence des agrocarburants en Afrique de l'Ouest. Bien que présent dans les paysages sahéliens depuis des décennies, et bien que déjà testé sporadiquement entre les années 40 (dans la zone de l'Office du Niger) et les années 80 (par la GTZ au Mali) pour ses capacités à produire de l'huile végétale pouvant servir de carburant, le *Jatropha curcas* (localement appelé Pourghère) a été promu, après le choc pétrolier de 2005, par les politiques publiques en Afrique Sahélienne comme LA plante pouvant permettre à la fois de contribuer à l'électrification en milieu rural, d'alléger la facture pétrolière et éventuellement de lancer une nouvelle culture d'exportation dans un contexte de crise cotonnière. Outre l'ancienneté de l'implantation de cet arbuste, l'argument principal pour cet engouement a été la plasticité supposée de cette plante qui était censée s'adapter aux conditions les plus arides.

Il y a ainsi eu un engouement très fort pour la culture du *Jatropha* au Sahel entre 2005 et 2009, avant que les réalités de terrain et la baisse relative du cours du pétrole ne fasse s'essouffler quelque peu cet engouement qui avait engendré une course à la terre d'opérateurs économiques étrangers (Cotula et al., 2008), et une attente des paysans qui voyaient dans le *Jatropha* une culture de diversification. Avec mes collègues, nous avons analysé la fenêtre d'opportunité qui s'est ouverte, le temps de la crise pétrolière, pour le *Jatropha* et les contraintes agronomiques, foncières, économiques et sociales qui freinent l'émergence de cette nouvelle filière qui demande une mise en place conjointe des volets production, distribution et consommation de la filière (Burnod et al., 2010). Il est évidemment très compliqué de mettre en place toute une filière alors que le *Jatropha* ne

rentre en production que 3 à 4 ans après sa plantation, et que les paysans, même s'ils connaissent la plante, ne sont pas très motivés à l'idée de la cultiver en masse tant que le marché n'est pas établi, sachant que ce marché ne peut s'établir que s'il y a une demande solvable. Or la demande est mal établie : à peine la crise pétrolière atténuée en 2009, les grands groupes industriels se sont faits moins présents pour investir dans des plantations de Jatropha et la fenêtre d'opportunité s'est rétrécie. Des opérateurs privés visent encore cependant le marché national pour le transport, voire local pour l'électrification rurale, mais si le premier offre des perspectives intéressantes, notamment pour les pays enclavés, le deuxième peine à s'établir malgré l'activisme d'ONG, comme Malifolkcenter au Mali ou de chefs coutumiers, comme le Larlé Nabab au Burkina Faso.

Une question demeure cependant qui me tarabuste : pourquoi le choix du Jatropha par les pouvoirs politiques africains ? D'un côté, les contraintes agronomiques qui pèsent sur la culture de cette plante étaient déjà assez bien connues et il suffisait d'observer ce qui se passait dans le monde paysan pour se rendre compte qu'elle avait une localisation bien particulière tant agro-écologique qu'au sein des systèmes ruraux où elle était bien présente : typiquement au Mali, la région de Bougouni – Yanfolila où il pleut environ 1200- 1000 mm par an et où le Jatropha est conduit en haies très serrées autour des périmètres maraîchers, pouvant ainsi produire de l'huile pour les pompes d'approvisionnement en eau en même temps que protéger les légumes de la dent du bétail.

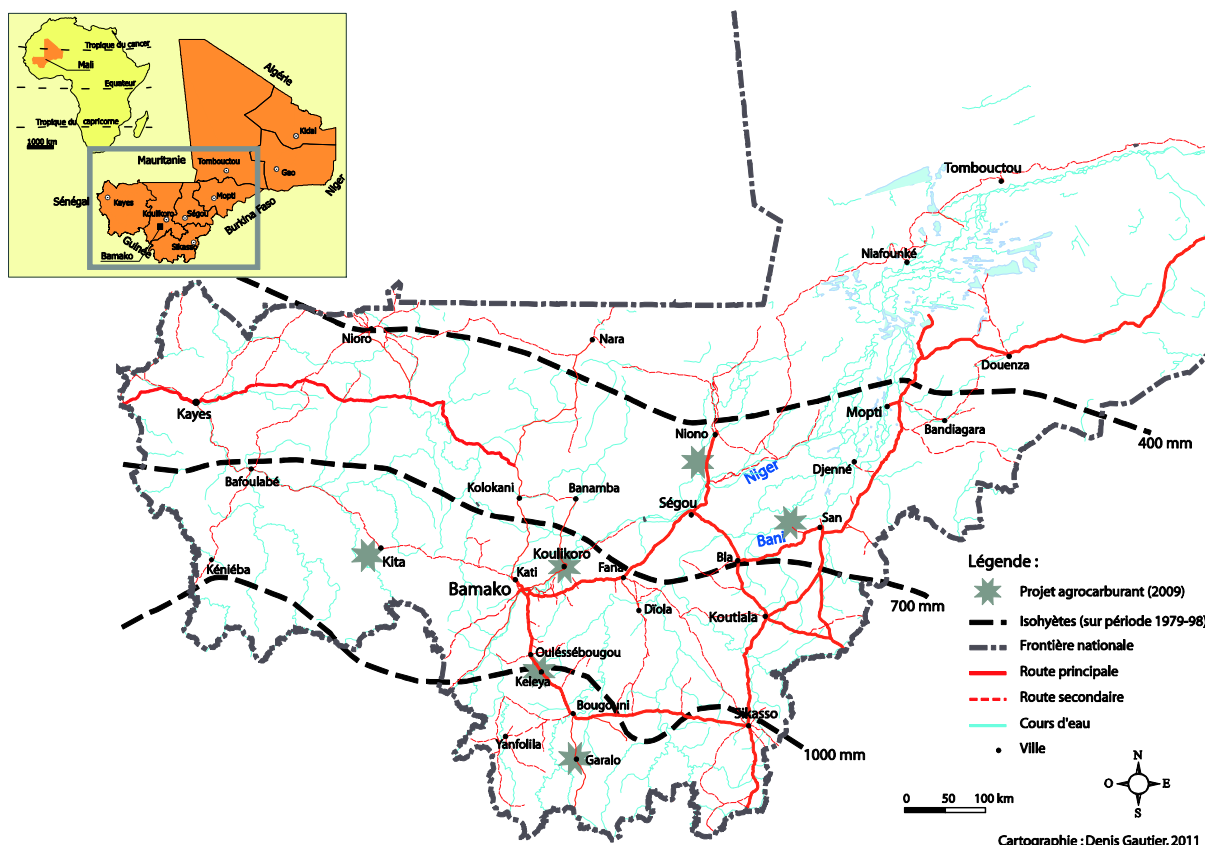


Figure 2 : Localisation des “projets Jatropha” au Mali en 2009

Le fait que cette plante ait une forte production végétative et qu’elle soit donc potentiellement concurrentielle aux cultures était connu. Le fait qu’elle soit pérenne et ne puisse donc rentrer, à l’instar du coton, dans des cycles de rotations culturales avec des céréales était connu. Le fait qu’elle ne soit pas appréciée par les animaux, qu’elle ne puisse pas non plus fournir de bois de feu en tant qu’Euphorbiaceae, et donc qu’elle ne soit pas multi-usage était également connu. Le choix de cette plante au Sahel peut donc étonner, car il n’est adapté qu’à un petit nombre de situations agraires et se révèle davantage politique, de la part d’une administration centrale soucieuse de saisir l’opportunité d’une demande mondiale en agrocarburants, que socialement et techniquement pertinent pour le monde paysan.

Les autres possibilités de produire de l’huile végétale pour la production énergétique ont-elles été explorées ou même évoquées par les administrations qui ont lancé des politiques en faveur du Jatropha ? Une analyse de la demande en énergie pour l’électrification en milieu rural et pour le transport a-t-elle été réalisée ? Un bilan de la demande des populations sahéliennes en huile et de l’offre par le karité, l’arachide et le coton a-t-il été

réalisé avant d'introduire une espèce nouvelle dans les systèmes agraires et les systèmes de production ? Une analyse globale, à l'échelle des pays, a-t-elle été réalisée pour savoir qu'elle place cette plante allait occuper dans l'espace et au détriment de quels espaces et de quelles ressources ? Pour ce que j'en connais au Mali, au Burkina et au Sénégal, la réponse est globalement non.

Toutes ces questions sans réponse amènent donc à s'interroger sur les éléments de décision qui ont conduit au choix politique du *Jatropha* comme culture énergétique privilégiée au Sahel : sur quelles données ou quels discours scientifiques se sont appuyées ces politiques, sur quelles connaissances de l'agronomie et des filières de plantes oléagineuses, mais aussi sur quelles analyses des besoins et des usages des populations se sont basées ces politiques pour privilégier ce choix au détriment d'autres solutions ? Quel a été le poids des grands groupes industriels mondiaux et des ONG de développement internationales dans ce choix qui s'est imposé comme une évidence aux gouvernements d'Afrique de l'Ouest soudano-sahéliennes ? La *Political Ecology* offre une approche globale intéressante pour aborder ces questions en invitant à aller rechercher dans les discours et dans les récits les éléments qui peuvent expliquer ce choix et son apparente incongruité, tâche à laquelle je vais m'atteler dans les mois qui viennent.

2.3.2. Remettre de l'écologie dans mes recherches

Alors que le début de ma carrière a été marqué par des travaux essentiellement botaniques et ethnobotaniques en pays Bamiléké (Gautier, 1995 ; Gautier, 1996a), mon choix d'embrasser la discipline géographique m'a progressivement amené à délaisser quelque peu l'étude des dynamiques écologiques au profit des dynamiques sociales et territoriales à l'œuvre sur l'espace. Même si mes recherches ont toujours porté sur les relations de l'homme à la nature et entre les hommes à propos de la nature, j'ai progressivement abandonné l'étude des dynamiques biophysiques à des collègues dans le cadre de programmes pluridisciplinaires, que ce soit en Cévennes ou sur le Méjan, puis au Nord Cameroun ou au Mali, même si j'ai toujours tenu à participer à l'élaboration des protocoles d'étude, ainsi qu'au recueil de données notamment par des inventaires forestiers.

Mais, ces études étant désormais portées par d'autres chercheurs avec leurs objectifs

scientifiques propres et leurs méthodes, la synergie pluridisciplinaire s'est heurtée bien souvent à des questions d'objet d'étude, de mesures, et surtout d'échelle. C'est notamment au Mali, dans le cadre des études sur l'impact des marchés ruraux de bois que ces décalages me sont apparus les plus évidents. Alors que les écologues avec qui je travaillais étudiaient les processus écologiques à l'échelle d'une parcelle permanente de 50 x 100 m (Picard et al., 2004) ou l'état des ressources à l'échelle de quelques centaines d'hectares (de 300 à 700 ha selon les forêts agréées) (Picard et al., 2006), le déplacement des bûcherons qui s'effectuait en fonction de la richesse de la ressource et de leur perception de la sécurité qu'ils avaient à couper en un lieu m'obligeait moi-même à étudier l'impact de leurs pratiques sur des espaces de plus en plus étendus et mouvants.

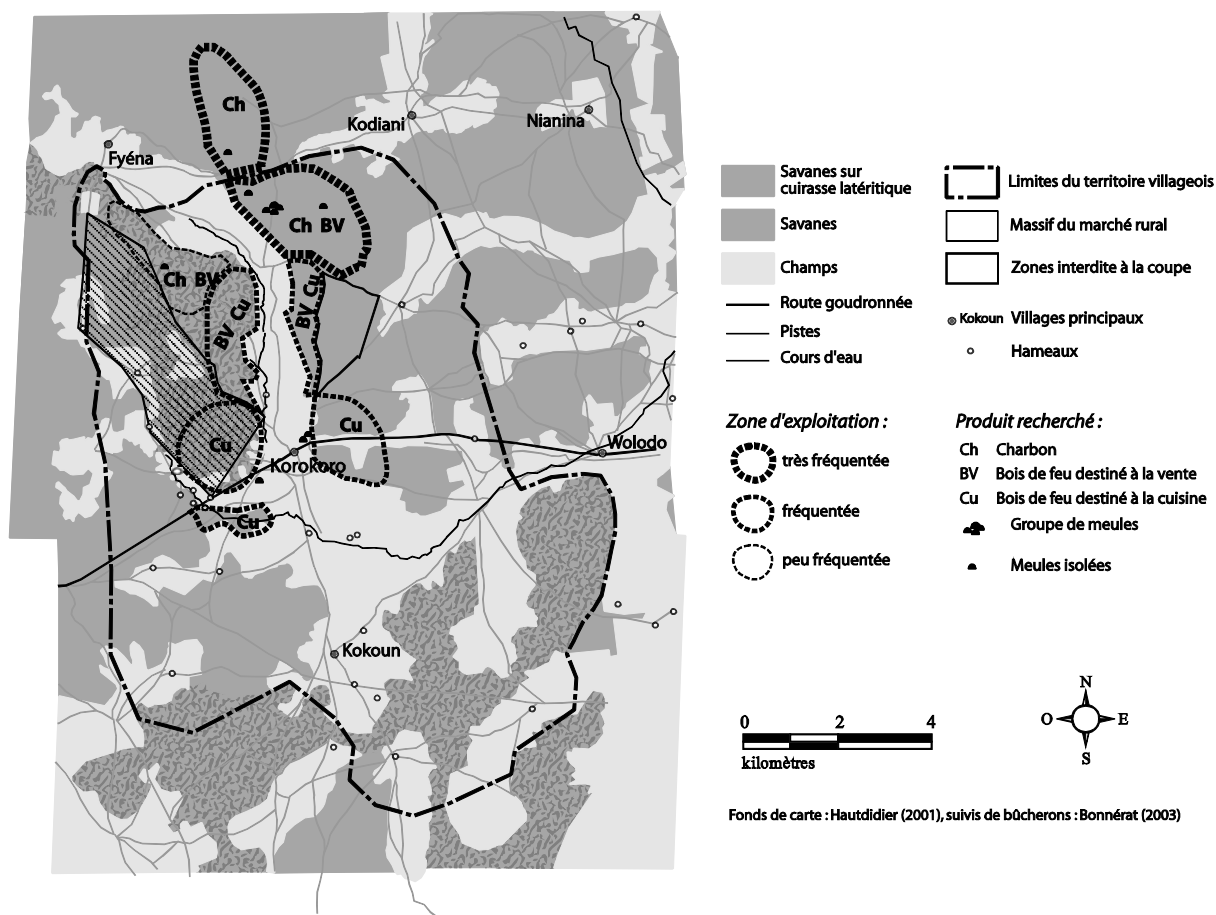


Figure 3 : Carte des lieux d'exploitation des bûcherons de Korokoro (Mali), en fonction du produit recherché

Ce constat m'a amené à désirer réintégrer la dimension écologique dans mes recherches. Il

ne s'agit pas de me substituer aux collègues de la discipline, car l'identification des problèmes écologiques et leurs causes est une des étapes les plus difficiles et les plus coûteuses en temps dans la planification environnementale et l'élaboration de politiques environnementales. Mais il s'agit simplement de connaître suffisamment de la discipline écologique, de ses concepts et de ses méthodes, pour interagir plus efficacement avec mes collègues écologues, choisir les objets d'étude les plus pertinents (comme par exemple les territoires de pratiques, même s'ils évoluent au cours du temps, et non ceux dessinés par l'État), ou établir des passerelles efficaces entre objets d'étude et entre connaissances acquises, ceci afin de pouvoir mettre en relation les pratiques et leurs déterminants avec les dynamiques écologiques.

La *Political Ecology*, bien qu'ayant été plus foisonnante dans le domaine social que biophysique jusqu'au début des années 1990 (Turner II, 1997), offre là encore un cadre pour établir des passerelles entre dynamiques environnementales et dynamiques politiques et sociales qui fondent les rapports d'une communauté à son environnement et sa manière d'exploiter ses ressources, en mettant notamment en rapport les discours sur l'environnement avec les observations de terrain sur les dynamiques des écosystèmes.

Les controverses apportées par la *Political Ecology* aux orthodoxies environnementales (Benjaminsen, 1993 ; Rocheleau et al., 1995a ; Leach et al., 1996 ; Fairhead et al., 1998 ; Cline-Cole et al., 2000 ; Kull, 2000 ; Leach et al., 2000) sont révélatrices des relations qu'entretiennent la science et les politiques en ce qu'elles démontrent comment les connaissances scientifiques produites par certaines organisations ou communautés épistémiques (comme l'IPCC) autorisent certaines voix à s'exprimer et certaines questions à être posées aux dépens d'autres voix et questions qui sont parfois mieux informées (Forsyth, 2003). On sait en effet que la nature possède une base ontologique et joue un rôle important dans les dynamiques environnementales, mais que cette relation est socialement construite ; de ce fait, la manière dont les processus biophysiques sont représentés ou celle dont les successions écologiques sont décrites participe d'une construction de la Nature au travers de discours qui limitent de fait les types de déclarations qui peuvent être faites des dynamiques environnementales.

S'appuyant sur la définition de la *Political Ecology* donnée par Tim Forsyth (2003)

("exploring the way in which science and politics are intertwined in the production of

scientific knowledge”), les questions clés pour Tom Bassett (com. pers.) sont les suivantes :

- Comment savons-nous que nous avons des problèmes environnementaux ?
- Qui détient la légitimité pour faire ces évaluations environnementales et pour les diffuser par des discours sur l'état de l'environnement?

Le processus d'intégration des données écologiques dans les analyses en *Political Ecology* débutent par un examen attentif des hypothèses et explications des “orthodoxies” environnementales, qui peuvent parfois être des “idées préconçues”, véhiculées par des discours ; il est suivi par une reformulation du problème qui explicite les relations de co-production de savoirs par la science et par la politique et permet l'intégration de discours, point de vue et données alternatives à cette co-production.

2.3.3. Mieux prendre en compte les interactions entre le global et le local dans la gestion des ressources naturelles

Les problématiques environnementales ont entrepris un processus de globalisation ces dernières décades. Je ferais une distinction ici entre les termes de globalisation et celui de mondialisation. Même si globalisation et mondialisation peuvent sembler équivalents sur un plan sémantique, l'un d'origine anglo-saxonne, l'autre française, et que dans la pratique ils ont été explorés par différents courants de pensée qui les rendent un peu “fourre-tout”, je partage la proposition de Laurent Carroué de distinguer ces deux termes (Carroué, 2009). Le terme “mondialisation” désigne l'extension planétaire des échanges politiques, économiques, culturels ou autres. Il correspond à la diffusion du capitalisme à l'ensemble de l'espace géographique avec un accroissement du volume des échanges commerciaux de biens, de services, de main-d'œuvre, de technologie et de capital à l'échelle internationale. Le terme “globalisation” renvoie à une intégration fonctionnelle d'activités qui sont internationalement dispersées. Il évoque la nécessité d'une gestion globale de l'ensemble des phénomènes qui s'exercent à l'échelle globale. Pour discuter des processus environnementaux globaux, je privilégierai donc le terme de “globalisation environnementale” qui résulte de l'intégration de changements environnementaux globaux affectant le climat ou la végétation, aussi bien que de la modification de ces processus globaux sous l'effet de changements économiques, politiques et culturels globaux. La

“globalisation environnementale” est donc d’une certaine manière pour moi une facette de la mondialisation ainsi que je vais tenter de le démontrer ci-après.

Le changement de paradigme majeur en terme de gestion et d’aménagement des espaces à matrice végétale naturelle est lié à l’émergence d’une société-monde, du fait à la fois d’une accélération de la mondialisation depuis 1945 (Dollfus, 2001 ; Grataloup, 2007) et des changements environnementaux globaux⁷. Des changements multiples et interdépendants surviennent ainsi dans l’environnement biophysique et social qui affectent l’ensemble de la planète, que ce soit par effet cumulatif de petits changements locaux qui se globalisent ou par effet systémique de changements planétaires (Turner II et al., 1990).

Sur le terrain des idées, cette nouvelle phase de mondialisation débutée en 1945 marque un certain effacement du paradigme marxiste, au profit d’un paradigme “post-structuraliste”, tournant dont rend bien compte l’évolution de la *Political Ecology* (Cf § 2.2.3). De façon très grossière, ce changement de paradigme pourrait être traduit par la fin de la croyance au Progrès des Lumières (du modèle de “l’homme rationnel”) au profit de la conviction qu’il y a « plus de désordre [dans la nature] qu’il n’y apparaît » du moment qu’on le cherche » (Gregory, 1996).

Ce nouveau paradigme impose surtout un changement d’échelle radical dans la perception et le traitement des questions de gestion des ressources naturelles et d’aménagement des espaces à matrice végétale naturelle. Il est important de noter que les changements d’échelles ont toujours été nécessaires à l’exercice d’aménagement de territoires, en particulier forestiers. En Afrique Centrale par exemple, les aménagements forestiers ont été conçus sous la colonisation en lien avec les besoins des États colonisateurs, puis, à partir des indépendances, en lien avec la demande mondiale en bois tropicaux. La prise en compte de phénomènes mondialisés dans les aménagements des espaces forestiers n’est donc pas nouvelle, même si elle s’est longtemps traduite, à l’échelle locale et jusqu’à récemment uniquement en m³ de bois exportables ou de nombre de gibiers à tuer.

⁷ Parmi les changements environnementaux globaux, les plus médiatisés sont les changements climatiques, qui n’en sont pourtant qu’une facette. Les changements d’occupation et d’usage des sols, -au premier rang desquels la déforestation-, la modification de la composition de l’atmosphère (couche d’ozone, gaz à effet de serre, substances toxiques, pluies acides), la diffusion de pestes et de maladies en sont d’autres qui méritent autant d’attention que le changement climatique. Les écosystèmes subissent ainsi actuellement des changements rapides qui provoquent un déséquilibre. Ces changements ont toujours existé de façon naturelle mais le rythme actuel est beaucoup plus rapide (désertification, érosion, modification de la composition des forêts).

Le changement de paradigme imposé par la mondialisation la plus récente apporte cependant des dimensions nouvelles à la gestion environnementale et à l'aménagement des espaces naturels, qui ne se résument pas qu'à une question de changement de niveaux d'analyse et d'articulation entre ces niveaux, mais qui sont liées à l'invention d'un nouveau territoire qui se rajoute aux configurations territoriales préexistantes et qui est celui de la société-monde.

Enjeu en elle-même, la mondialisation est surtout un nouveau cadre d'émergence d'enjeux, faisant apparaître des problèmes inédits ou comparables à ceux qui animent les autres niveaux. Elle impose notamment de devoir renégocier des compromis sociaux qui avaient été trouvés à des échelles nationales ou infra-nationales. Cette renégociation oblige à produire un certain nombre d'arguments pour relégitimer ce qui était en place, et à intégrer des préoccupations mondiales qui peuvent être assez lointaines des contingences locales (Lévy, in (Lévy et al., 2003), p. 639).

Dans la pratique, du fait de ce changement de paradigme, la gestion de l'environnement et l'aménagement pour la gestion des ressources naturelles ne se font plus aujourd'hui comme il y a 30 ou même 10 ans. Ils doivent prendre en compte des préoccupations mondiales, qui se traduisent par le fait que les ressources acquièrent le statut de biens publics mondiaux et par des pressions internationales sur les responsables de l'aménagement : des groupes d'influence, parmi lesquels les communautés épistémiques, œuvrent pour que l'atténuation des changements environnementaux mondiaux soit considérée comme un des objectifs des aménagements ; les dons ou prêts pour ces aménagements sont assujettis à des changements de gouvernance.

Les préoccupations mondiales ont-elles pour autant changé les pratiques de gestion des ressources et d'aménagements des espaces naturels à l'échelle des pays ou des régions ? Ce point mérite débat et il sera un des principaux axes de mon projet de recherche pour les années à venir. De ce que j'ai pu observer dans mes recherches passées, quand l'exploitation de la ressource concerne très directement la vie des habitants de la région, les préoccupations mondiales peuvent paraître assez lointaines, à la fois aux administrateurs des ressources et aux usagers locaux. Les aménagements peuvent alors ne prendre que légèrement en compte ces préoccupations mondiales, même s'ils dépendent de financements internationaux qui tentent de les orienter. C'est le cas notamment des

politiques forestières en région soudano-sahéliennes, dont les réformes ont été impulsées par les grandes institutions internationales telles que la Banque Mondiale, avec un double objectif de gestion durable des écosystèmes forestiers et de lutte contre la pauvreté, mais où les impératifs d'approvisionnement des villes, et donc de coupes de bois pour répondre aux besoins domestiques de la ménagère urbaine à un prix acceptable pour son niveau de vie, prédominent sur les considérations de conservation. L'accroissement de la demande urbaine en produits ruraux, lié à l'expansion des villes, est alors un facteur décisif de la transformation des sociétés rurales. Jean-Louis Chaléard a ainsi démontré que le vivrier marchand en Côte d'Ivoire a permis une modernisation des systèmes agraires, du fait notamment des liens de proximité entre acteurs urbains et acteurs ruraux, dans toute leur diversité (Chaléard, 1996).

En revanche, là où la pression d'exploitation des populations locales est moins forte et où les enjeux mondiaux, à la fois environnementaux et économiques, sont plus importants que ceux liés à l'expansion urbaine, les aménagements sont de plus en plus sous l'influence de la société-monde. Le dialogue -pas toujours vertueux du reste !- entre (1) l'État, représenté dans l'exercice de l'aménagement par ses services administratifs et (2) les concessions d'exploitation (à des associations ou coopératives locales ou à des privés) est désormais observé de plus près par la société civile, locale mais aussi internationale (ONG). Cette surveillance d'un acteur tiers est du reste facilitée par les moyens modernes de suivi des dynamiques spatiales, environnementales et socio-économiques.

Ce changement de paradigme impose donc de nouvelles postures de recherche, notamment pour ce qui concerne la gestion des ressources à la fois locales et mondialisées. L'aménagement des territoires et des ressources naturelles ne se fait désormais plus selon un objectif majeur, de production ou de conservation, mais en prenant en compte les intérêts des usagers de ces ressources qui sont des habitants de ces lieux mais aussi du Monde, préoccupés par les effets des changements environnementaux globaux. Les questions de recherche en aménagement doivent ainsi prendre en compte les préoccupations, pratiques et stratégies de ces différents acteurs, ainsi que les interactions et articulations éventuelles entre la société-monde et les sociétés locales.

L'environnement ne peut ainsi plus être considéré par les scientifiques, les politiques ou les intervenants dans la gestion des ressources naturelles comme une question de niveau local,

national ou régional. La conscience d'une perspective globale de l'environnement nous conduit à nous interroger sur la manière dont, progressivement, nous comprenons, envisageons et tentons de répondre aux nouvelles problématiques de gestion environnementale (Buttel et al., 1992 ; Mooney, 1998).

En plus de l'émergence d'une perspective globale et mondialisée sur l'environnement, il y a également une forte poussée de ce que j'ai qualifié de "globalisation environnementale" à la suite de (Zimmerer, 2006a). Cette notion met en avant le rôle grandissant des organisations de niveau planétaire dans la production des connaissances, la surveillance et la coordination des stratégies mises en œuvre pour la gestion des ressources naturelles, la conservation biologique et les transitions énergétiques.

Le phénomène de globalisation environnementale conduit progressivement à une prise de conscience accrue des dimensions humaines des changements environnementaux ET des stratégies politiques de conservation de l'environnement qui sont conçues à une échelle globale (traités mondiaux, accords multi-latéraux, réseaux mondiaux d'activistes environnementaux, etc...) (Speth, 2003 ; Jasanoff, 2004).

Le processus de globalisation se traduit ainsi par une reconnaissance des liens informels de plus en plus étroits entre la globalisation environnementale et les autres formes de globalisation, qui se rattachent au processus de mondialisation (économique, politique, culturelle, technologique, démographique) (Brah et al., 1999 ; Johnson et al., 2002).

Les formes dominantes de l'économie et de la politique mondialisée par exemple, actuellement d'essence essentiellement néo-libérales, ont un impact important sur l'environnement et sur les ressources (Harvey, 1996 ; Peck, 2004). Ce que Zimmerer (2006) considère comme une forme de "mondialisation anti-environnementale" génère de fortes contestations contre la politique de l'OMC et contre le marché libre sans considérations pour l'environnement, pour les droits de l'homme et les conditions de travail (Stiglitz, 2002).

Le processus de globalisation environnementale génère de fait un certain nombre de tensions entre les politiques environnementales élaborées à l'échelle planétaire, sur la base de construits scientifiques ou idéologiques et les processus naturels et sociaux à l'œuvre sur le terrain. Les luttes politiques, les intérêts économiques et les changements écologiques à l'œuvre dans les patterns des interactions Humains-Environnement sont à considérer

ensemble et dans des changements d'échelles spatiales et temporelles.

2.3.4. Et le territoire dans tout ça ?

Une dimension résultante de cette "globalisation environnementale" est territoriale. Dans le volume 1, j'ai donné une première définition du territoire comme étant un espace approprié par une société avec sentiment ou conscience de son appropriation (Brunet et al., 1993). Pour développer plus en détail l'usage que je fais de ce terme et des concepts connexes de territorialité et de territorialisation, il me sera donc nécessaire de définir d'abord l'espace, pour en venir ensuite aux territoires, territorialités et processus de territorialisation dans un contexte de globalisation environnementale.

Mais il est important dans un premier temps d'expliquer pourquoi la dimension territoriale est particulièrement importante dans ce processus de globalisation environnementale. Cette dernière a en effet abouti à la prolifération d'activités et d'objets de conservation des ressources au sens large (gestion et aménagement des ressources, protection de la nature, restauration environnementale) ainsi que de nouvelles territorialités qui leur sont liées. Les émanations territoriales de la conservation ou de la gestion durable des ressources, dans un contexte de globalisation environnementale, peuvent être utilement considérées sous la perspective de production géographique de complexes "Nature-Société" et d'une « refondation territoriale entre le monde et le lieu » (Despin, 2003) par laquelle la « ressource territoriale », à la croisée du territoire et de la ressource, est envisagée comme un construit d'acteurs pourvus d'intentionnalité marquée, à différentes échelles allant de la planète au local (Gumuchian et al., 2007).

Cette perspective renvoie à la fabrication (ou à la re-fabrication) de territoires, des échelles, (Hecht, 2004), des limites et du lien entre la conservation et la dégradation (Zimmerer, 2000), à travers une économie politique du développement (Harvey, 1996 ; Peet et al., 2004 ; Smith, 2008).

Pour Zimmerer (2000) qui promeut ce concept de complexe Nature-Société (*Nature-Society Hybrids*), pour refonder les géographies de la conservation, de nombreux abus ont été commis par des politiques de conservation enracinées dans la croyance, de la part de politiciens, administrateurs mais aussi scientifiques, qu'il existait un état d'équilibre ou de

stabilité vers lequel la nature devait tendre. Dans de nombreux pays du Sud, cette croyance s'est traduite par un bourgeonnement de projets de conservation basés sur des territoires naturels spatialement rigides et verrouillés en termes d'aménagement dans le temps (Peluso, 1993 ; Neumann, 1998 ; Zener, 2000). Ce type de conservation tend à appliquer, de façon stricte, les préceptes écologiques de limites spatiales stables, d'échelles uniques, et de qualité de l'environnement homogène dans le temps, alors que dans le même temps de nombreux travaux ont montré que dans des environnements fortement anthropisés en milieu rural (plus de 150 habitants au km²), il pouvait y avoir conservation par les populations d'un bon niveau de biodiversité et de biomasse grâce à des mosaïques paysagères, qui intègrent également des fragments forestiers (Cf. les travaux de Susanna Hecht sur le Salvador (Hecht, 2004 ; Hecht et al., 2007 ; Hecht, 2010) ou de Claude Garcia, du CIRAD, sur les Ghâts occidentaux en Inde (Garcia et al., 2010)).

L'hypothèse selon laquelle si on laisse la nature sous cloche, elle retend vers un équilibre est pourtant toujours en vogue et a servi à justifier des politiques de conservation assez manichéennes qui classent les populations vivant dans ou à proximité des espaces naturels soit comme "conservation-compatible" (et dans ce cas elles peuvent être gérées), soit comme "environnementalement destructrices" (et dans ce cas, il convient de les contrôler, de modifier leurs pratiques, voire de les déguerpir). Dans le cas où ces populations sont considérées comme "conservation-compatibles", les gens, leurs pratiques et les paysages qu'ils construisent sont généralement perçus comme spatialement fixes et historiquement statiques, dans la droite ligne de la rhétorique coloniale de conservation, qui a eu cours notamment dans le domaine de la foresterie (Fairhead et al., 1996 ; Ribot, 2001 ; Wardell, 2003 ; Vandergeest et al., 2006).

En créant des territoires aux limites bien définies au nom de la conservation ou de la gestion durable des ressources, on fixe les gens et leurs pratiques dans l'espace, et en les fixant dans l'espace, on les fixe dans le temps, ce qui peut conduire à terme à des dégradations environnementales, à des luttes de pouvoir, et à des marginalisations sociales potentielles (Peluso, 1993 ; Zerner, 1994 ; Vandergeest, 1996 ; Zimmerer, 1999 ; Gautier et al., 2011).

Avant cependant de développer plus avant l'intérêt pour moi de travailler sur ces territoires de conservation et de développement, il est important de définir la notion même de territoire et, en amont, celle d'espace, « lieu ou champ des possibles » (Raffestin, 1980) qui

permet d'assoir les différentes acceptions du territoire.

2.3.4.1. L'espace

Je définirai simplement l'espace (sous-entendu l'espace géographique) par l'ensemble des lieux et des relations entre les lieux, constituées par les interactions entre les acteurs sociaux localisés (Pumain et al., 1997). Par contrecoup, je définirai la géographie, science de l'observation de l'espace et des territoires, comme la science qui s'intéresse aux relations entre les sociétés et la région du monde où elles sont localisées et aux relations entre les lieux. Je fais mienne d'une idée très simple de François Durand Dastès (com. pers.) pour lequel l'objet de la géographie « c'est de comprendre pourquoi là et pas autre part ». L'espace, ses lieux et l'interaction entre ses lieux sont donc au cœur du questionnement géographique, avant tout autre considération.

Toutefois, l'espace peut-être considéré et observé selon trois facettes, ce qui contribue à sa richesse mais aussi à la polysémie dont il est l'objet, à un degré moindre toutefois que le territoire ou le paysage. Un certain nombre d'auteurs ont décliné ces trois types d'espace, ou ont mis l'emphasis sur l'un d'entre eux pour définir leur champ de recherche. Je m'appuierai particulièrement sur les travaux d'une auteure qui a défini les trois types d'espace (Cauvin, 1999) :

1. L'espace objectif ou chorotaxique ou "support"

C'est l'espace physique, étendue qui contient l'homme et qui l'entoure, déterminé par les arrangements entre les lieux, avec des attributs spécifiques, mesurables universellement. Rolland Pourtier se tient du reste à la notion d' "étendue" pour désigner une portion de la surface terrestre qualifiée par un support biophysique, sa géométrie ainsi que par l'écologie, afin de réserver le terme d' "espace" à une étendue socialisée (Pourtier, 1983).

L'espace chorotaxique peut-être représenté sous la forme d'une carte de localisations dont on connaît avec précision les déformations. Toutefois, si cet espace existe, il n'est pris en compte que parce qu'il a été re-connu par une ou plusieurs personnes ou sociétés en fonction de leur motivation particulière. L'espace chorotaxique est ainsi modifié, selon le but poursuivi et les activités, par des caractéristiques possibles retenues pour les lieux et les liens entre les lieux qui constituent cet espace. De nouveaux espaces se construisent ainsi à

partir de l'espace chorotaxique.

2. Les espaces fonctionnels ou vécus

Ce sont des espaces où peuvent s'effectuer les mouvements, les déplacements, les activités, en fonction d'un but déterminé, des référents techniques et culturels⁸ ainsi que des représentations individuelles et sociales. Ils renvoient à la fois à des lieux fréquentés, enregistrés et utilisés par les habitants, mais également perçus et représentés (Frémont, 1976). Les espaces fonctionnels se construisent dans l'intimité du rapport Humain-Milieu, ainsi que des géographes ont su approcher ce rapport, le décrire et l'analyser, sans donner de prééminence à la Nature, géographes parmi lesquelles on peut citer : (Reclus, 1905-1908), (Brunhes, 1910), (Deffontaines, 1932 [1945]), (Gourou, 1936), (Bertrand et al., 1975), (Gallais, 1984), (Sautter et al., 1993).

Plus qu'à la notion discutée mais parlante de "genre de vie"⁹ (Vidal de la Blache qui l'a fondée (Vidal de la Blache, 1911 ; Vidal de la Blache, 1922) ; Sorre qui a tenté de la réactiver en tant que telle (Sorre, 1948)), c'est aux concepts d'"homme-habitant"¹⁰ (Le Lannou, 1949) ou de "référentiel habitant" (Ferrier, 1984 ; Ferrier, 1998) que renvoient la définition d'espaces fonctionnels. On est là dans les rapports qui se tissent entre un être humain et les espaces qu'il pratique au travers de ses mouvements et activités, sans qu'il ne soit préjugé de l'appropriation de ces espaces ni du sentiment de leur appropriation, de fait de ces pratiques dans l'espace.

Les caractéristiques des espaces fonctionnels ne nous parviennent cependant pas directement. Elles sont transformées, triées, par des filtres comme le filtre culturel ou le filtre personnel. Ce sont eux ainsi les espaces fonctionnels qui vont être filtrés, remaniés par chacun de nous et qui vont donner naissance aux espaces cognitifs.

3. Les espaces cognitifs

⁸ A ce propos, Pierre Gourou distingue les techniques de production (= ce qui est mis en œuvre pour exploiter la nature) et d'encadrement (= type de relations qui s'établissent entre les hommes)

⁹ Pour Vidal de la Blache, le genre de vie est défini comme l'ensemble des habitudes par lesquelles le groupe qui les pratique assure son existence. Cette notion est donc relativement restreinte aux fonctions de survie. Bonnemaison qui considère le genre de vie comme le cadre fondamental de l'activité humaine, en étend la définition aux choix opérés par un groupe au sein des éléments naturels pour créer un milieu de vie favorable et, au-delà, construire sa culture. On est donc toujours dans l'univers du possibilisme de Vidal de la Blache, mais élargi à la vie dans toutes ses dimensions.

¹⁰ Pour Maurice Le Lannou (1949) habiter, c'est « vivre sur un morceau de la planète, en tirer de quoi satisfaire les besoins élémentaires de l'existence et, dans une mesure variable, un certain nombre de besoins acquis ou de commodités superflues » (in La géographie humaine, p.11).

Les espaces cognitifs peuvent être définis comme les espaces fonctionnels, reconnus par un sujet, même s'il n'a pas vécu cet espace, à l'aide des informations perçues, des croyances émises en l'absence de cet espace et des informations obtenues par des éléments non directement en relation avec cet espace. Ils se "constituent" en nous sous la forme de ce que l'on nomme une représentation cognitive de l'espace (Denis, 1997 ; Paulet, 2002).

Les espaces cognitifs diffèrent des espaces fonctionnels et s'écartent aussi de l'espace chorotaxique par un facteur supplémentaire de variation, en ce qu'ils dépendent non seulement d'attributs objectifs mais aussi des représentations individuelles et sociales.

Dans mes travaux de recherches sur l'accès et l'usage des ressources ainsi que les processus de territorialisation qui leur sont liés, ces trois types d'espace n'ont pas le même poids. Les espaces vécus sont au cœur de mon questionnement scientifique, sachant que :

- d'une part l'analyse de leur "support" -l'espace chorotaxique ou l'étendue selon Roland Pourtier- est nécessaire pour caractériser les mouvements et activités des sociétés qui modifient les caractéristiques des lieux et des liens entre les lieux ;
- d'autre part l'analyse des espaces cognitifs et des filtres qui les produisent est nécessaire pour comprendre les motifs et les logiques qui sous-tendent ces mouvements et activités spatialisées.

Ces deux liens, avec l'espace chorotaxique d'une part et avec les espaces cognitifs d'autre part, s'expriment bien dans les deux dimensions des espaces vécus, qui résultent de la somme des lieux fréquentés et familiers mais aussi des lieux connus, aimés (ou détestés), perçus et représentés.

- L'espace-mouvement (Frémont, 1976) ou espace de la circulation (Gottmann, 1952), qui décroïsonne l'espace et permet le brassage des hommes, des biens et des idées. Cet espace est constitué d'un système de lieux et de parcours qui sont fréquentés et familiers à un groupe ou à un individu. C'est l'espace de la vie quotidienne (Di Méo, 1996), que l'on peut rapprocher de la notion de "genre de vie".
- L'espace culturel, affectif, se forgeant à partir de représentations, qui le fondent en tant que tel, c'est-à-dire comme un espace de croyance en des valeurs communes, structuré par son iconographie¹¹ (Gottmann, 1952) et ses géosymboles¹²

¹¹ L'iconographie, à la fois expression et matrice des visions du monde, est définie par Gottmann comme un ensemble d'éléments d'ordre culturel qui font l'unité d'un peuple. L'iconographie réunit ainsi des groupes qui

(Bonnemaison, 1981).

2.3.4.2. Le territoire

L'espace étant ainsi défini par ses dimensions matérielles et idéelles, ma conception du territoire en découle, le passage de l'espace au territoire se faisant par l'appropriation de l'espace, avec sentiment ou conscience de son appropriation (Brunet et al., 1993), ce qui s'apparente à la définition qu'en donne Bernard Debarbieux dans (Lévy et al., 2003) (pp 910-912) : le territoire est « un agencement de ressources matérielles et symboliques capable de structurer les conditions pratiques de l'existence d'un individu ou d'un collectif social et d'informer en retour cet individu et ce collectif sur sa propre identité ». Et si on peut étudier un espace "désincarné" en se limitant à une analyse spatiale de l'espace chorotaxique ou même fonctionnel, il n'est pas possible d'étudier un territoire sans en référer à l'homme et à la société, à leur sentiment d'enracinement dans une portion d'espace et aux usages qu'ils en ont. Le territoire témoigne toujours d'une appropriation par des groupes qui se donnent une représentation d'eux-mêmes, de leur histoire, de leur singularité (Di Méo, 1998).

La notion de territoire va cependant subir au cours de l'histoire de la géographie de nombreuses évolutions. Il n'est pas le lieu de toutes les recenser. Nous n'en retiendrons que deux. La première, qui a été particulièrement mise en avant par les géographes français de la première moitié du 20^{ème} siècle, mais qui est également dominante chez les géographes anglo-saxons (Sack, 1986) ou chez les géographes politiques comme Claude Raffestin (1980) est celle relative à la notion de pouvoir où le territoire est intrinsèquement lié à l'idée de contrôle et de souveraineté (Raffestin, 1980). On est là dans une exacerbation du sentiment d'appropriation de l'espace qui conduit à la mise en frontière de cet espace, cette frontière pouvant définir un espace d'application de règles d'accès et de mode de gouvernance et être plus ou moins hermétique aux autres sociétés, que les limites territoriales soient juridiquement reconnues ou non. La définition la plus emblématique de ce courant est celle donnée par Robert Sack (1986) : le territoire est « portion de l'espace délimitée pour exercer

partagent les mêmes représentations, visions du monde et valeurs.

¹² Bonnemaison définit un géosymbole comme « un lieu, un itinéraire, une étendue qui, pour des raisons religieuses, politiques ou culturelles prend aux yeux de certains peuples ou groupes ethniques, une dimension symbolique qui les conforte dans leur identité » (Bonnemaison, 1981). Les géosymboles marquent ainsi l'espace par des signes qui enracinent les iconographies dans des lieux, et reflètent tout comme ils forgent une identité culturelle.

un pouvoir » sur les hommes et sur les ressources.

La deuxième est celle relative à la dimension culturelle du territoire qui exacerbe le sentiment d'identification et d'appartenance à un bout d'espace de sorte que la forme et la réalité de cet espace importent peu. Paraphrasant la belle formule de Luc Bureau pour qui le territoire est « la résonance entre l'homme et le monde » (Bureau, 1991), Bonnemaïson met ainsi l'emphasis sur l'aspect culturel du territoire le définissant comme « la résonance de la terre en l'homme ». Pour cet auteur, le territoire repose sur un sentiment ; c'est « une vision avant d'être une organisation » (Bonnemaïson, 2000). Il définit ainsi le territoire comme une parcelle d'espace qui enrachine dans une même identité et réunit ceux qui partagent le même sentiment. Cette définition est proche de celles qu'en donnent Roger Brunet et Bernard Debarbieux (Cf. supra). Elle met simplement davantage l'accent sur la dimension culturelle que sur celle organisationnelle du territoire.

Il me semble pour ma part qu'il est important de conserver les dimensions du territoire comme un tout indissociable qui prend ses racines dans les 3 types d'espaces précédemment décrits. Avant de revenir à ceux-ci, il est cependant utile de suivre Joël Bonnemaïson dans son plaidoyer pour une approche culturelle de la géographie. Cela le conduit notamment à définir un système culturel à quatre pôles thématiques et une organisation interne. Les quatre pôles du système culturel sont le savoir, le patrimoine technique, les croyances, auxquels il rajoute l'espace dans lequel se construisent et se localisent les cultures quelque soit leur taille (ce qui renvoie à l'idée de "logement géographique" des cultures selon Braudel). On peut schématiser ce système de façon simple, en représentant ces quatre pôles et en les caractérisant par un certain nombre de termes connexes que l'on trouve dans la littérature.

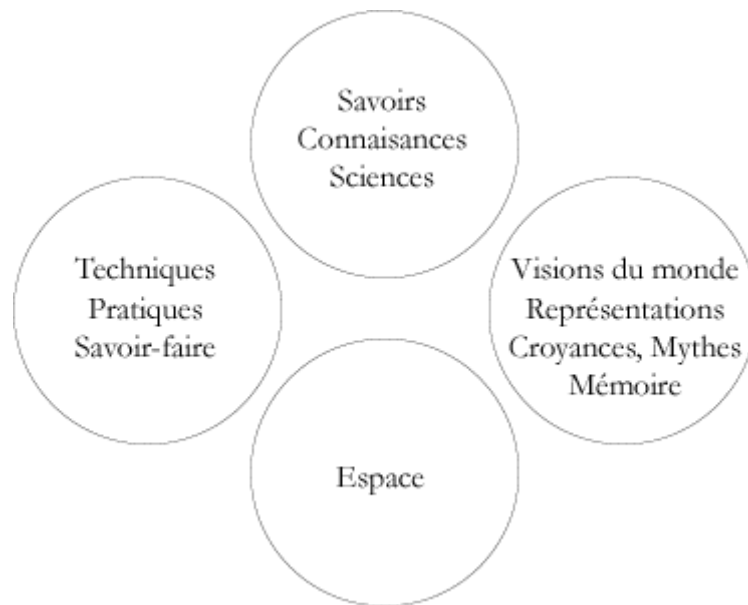


Figure 4 : Les quatre pôles du système culturel selon Joël Bonnemaïson

En fait, ce système, mis à part son pôle spatial -sur lequel le géographe mettra l'emphasis sans en avoir l'exclusivité, même si on doit à des géographes ruralistes tels que Paul Pélissier d'avoir poussé les agronomes à prendre en compte la dimension spatiale dans l'étude des systèmes de production et ruraux (Pélissier, 1979)-, est assez courant dans les tentatives de conceptualisation des systèmes en agronomie (Bawden et al., 1985 ; Mazoyer, 1986 ; Brossier, 1987 ; Jouve, 1988 ; Brossier et al., 1990 ; Moindrot, 1995). En y introduisant de l'espace, Bonnemaïson, à la suite de nombreuses figures de la géographie rurale et tropicale, tend vers la définition de ce que pourrait être un système territorial, du moins en milieu rural.

Ainsi, en s'inspirant du système "culturel" de Bonnemaïson et des types d'espaces précédemment décrits, il est possible de proposer un schéma conceptuel qui présente l'émergence d'un territoire à partir d'un espace, par le biais des pratiques et des croyances, qui elles-mêmes conduisent à l'appropriation d'un bout d'espace, à son modelage, son arrangement spatial, au sentiment de son appropriation, et à une vision du monde. Ce schéma présente une forte proximité avec la définition du territoire de Philippe Gervais-Lambony qui y voit une relation particulière des hommes et de leur environnement, dans laquelle l'espace est l'instrument qui permet la double inscription horizontale de l'individu dans la société et verticale dans le monde, autrement dit d'un "habiter" collectif (Gervais-Lambony, 2003).

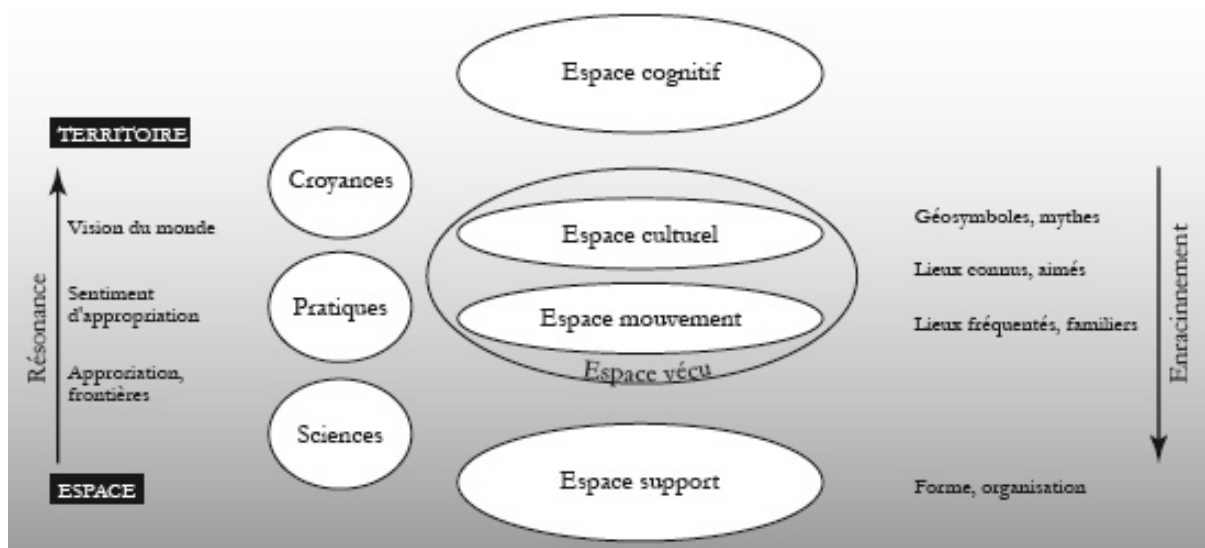


Figure 5 : Schéma conceptuel de l'émergence d'un territoire à partir d'un espace

Un point important de ce schéma est que les éléments qui conduisent à la résonance de la terre en l'homme, de même que les éléments qui conduisent à son enracinement dans l'espace ne sont pas classés dans un ordre hiérarchique. Les uns et les autres sont positionnés relativement aux types d'espace auxquels ils renvoient, de même que le sens des flèches, sans qu'il n'y ait d'hiérarchie entre ces types d'espace. Cela n'induit donc pas, par exemple, que les géosymboles ou inversement la fréquentation d'un lieu soient indispensables à un enracinement en une terre et à son sentiment d'appropriation, de même que des frontières ou une vision du monde ne sont indispensables pour fonder un territoire. Il n'y a pour s'en convaincre qu'à songer aux diasporas qui ont le sentiment d'appropriation d'un espace sans nécessairement habiter cet espace (Bruneau, 2006), ou aux territoires des nomades ou à ceux décrits par Bruce Chatwin dans *"Le chant des pistes"* qui se fondent davantage sur une vision du monde et une pratique que sur un sentiment d'appropriation (Chatwin, 1988).

Appliqués à mes questions et à mes terrains de recherche, essentiellement au Sud, je retiens trois types de territoire qui suivent un spectre allant des acceptions de Robert Sack ou de Claude Raffestin qui s'appuient sur le contrôle des ressources et des hommes à celles de Guy Di Méo ou de Joël Bonnemaïson qui se fondent sur la fréquentation régulière des lieux.

- **Les territoires "étatiques"**, qui sont "donnés" ou imposés selon un processus top-down, sont délimités et possèdent un mode de gouvernance formalisé par des lois ou

par des contrats (type concession) (pays, régions, communes, aires protégées, forêts communautaires, etc...); ces territoires “étatiques” peuvent ainsi émaner d’une volonté centralisatrice et interventionniste de l’État, tout comme d’une volonté de déconcentration des administrations ou de décentralisation ou encore d’un processus néolibéral qui conduit les administrations à déléguer leurs pouvoirs sur des espaces et/ou leurs ressources à des privés ; les territoires “étatiques” incluent donc tant les domaines de l’État (forêts classées, parcs nationaux, etc...), que les entités décentralisées (région, commune, etc...) ou les espaces dont les ressources sont gérées par des concessionnaires privés.

- **Les territoires coutumiers**, qui ne sont pas nécessairement délimités dans l’espace, sinon dans l’imaginaire collectif de la société, et sur lesquels s’appliquent une gouvernance coutumière, non légale mais légitime, qui régit les droits d’accès à la terre et aux ressources (*terroir* (Sautter et al., 1964a ; Péliissier et al., 1970), *territoire villageois*, incluant finage et zones de transition en brousse). Ces territoires peuvent être parfois délimités pour des raisons défensives (Seignobos, 1980) ou symboliques d’ancrage de rituel (Alfieri, 2005), mais le plus souvent, ils sont sans frontières bien définies et sans gouvernance légale, ce qui les distingue des territoires étatiques qui ne correspondent, la plupart du temps, à aucun critère d’unité ou d’identité des populations qu’ils cherchent à circonscrire pour les contrôler (Darbon, 1998).
- **Les territoires de pratiques**, qui sont des espaces que les gens ordinaires s’approprient par des pratiques répétées d’exploitation et de gestion des ressources, à intervalles réguliers, qui développent un sentiment d’appropriation et de revendication de l’espace du fait de cette régularité des pratiques d’usage des ressources et de leur reconnaissance par les autres groupes sociaux.

Ce type de territoire est à rapprocher de la notion de “*action space*” développée dans la littérature anglo-saxonne. Painter et al. (1994) utilisent ainsi la notion de “*action spaces*” pour désigner la distribution géographique et temporelle de la combinaison d’options plus ou moins viables que les agriculteurs et les éleveurs mettent en œuvre pour améliorer leurs conditions de vie. Ces espaces d’action sont typiquement marqués dans le Sahel Ouest africain par la segmentation spatiale et saisonnière de chaque activité, par du multi-usage de l’espace en un lieu et par des

variations suivant les différences sociales (genre, âge, statut social, distinctions ethno-linguistiques et considérations historiques) (Painter et al., 1994).

Ce type de territoire est aussi à rapprocher dans le monde francophone de la notion de “spatialité” que Laurent Cailly préfère à celle de territoire quand il s’agit de désigner la relation singulière des individus à l’espace car ce concept est mieux à même d’englober les différentes formes de rapports aux lieux à partir desquels un individu construit son identité géographique (Cailly, 2009).

Pour ce qui me concerne, je maintiendrais le terme de “territoire de pratique” dans la mesure où il s’agit non pas de relations singulières d’individus à l’espace mais de celles de groupes sociaux. Ce type de territoires n’est généralement pas limité et son mode de gouvernance n’est souvent qu’implicite. C’est essentiellement un ensemble d’actions ou de pratiques organisées par un groupe social, avec les représentations collectives qui leur sont liées et une certaine légitimité auprès des autres groupes sociaux, qui crée ce type de territoire. Celui-ci est donc “construit” et non postulé par opposition aux territoires “donnés” *a priori* (Pecqueur, 2005), tel que les territoires d’Etat. De fait, il s’agit souvent de territoires idéels, vécus et ressentis plus qu’institutionnellement établis, même si les systèmes de représentation de la société sont très interdépendants de l’action des acteurs dans les processus d’organisation territoriale.

La référence au territoire n’est donc pas dans sa limite ou dans son administration mais dans l’espace des interrelations, le plus souvent de proximité (mais pas seulement), qui est institué par les individus en fonction de leurs actions, de leurs représentations et de leurs intentions et en relation avec l’espace politique et institutionnalisé (Frémont et al., 1984 ; Debarbieux, 1999 ; Retaillé, 2005). Les régularités de pratiques peuvent conduire à l’émergence d’une institution qui se distingue de l’État et de ses territoires (d’Aquino, 2002).

Ce processus de territorialisation qui résulte du phénomène d’appropriation et de révélation des ressources d’un espace peut aboutir à ce que Bertacchini (2004) définit comme de l’intelligence territoriale c’est-à-dire « un processus informationnel et anthropologique, régulier et continu, initié par des acteurs locaux physiquement présents et/ou distants qui s’approprient les ressources d’un espace en mobilisant

puis en transformant l'énergie du système territorial en capacité de projet » (Bertacchini 2004).

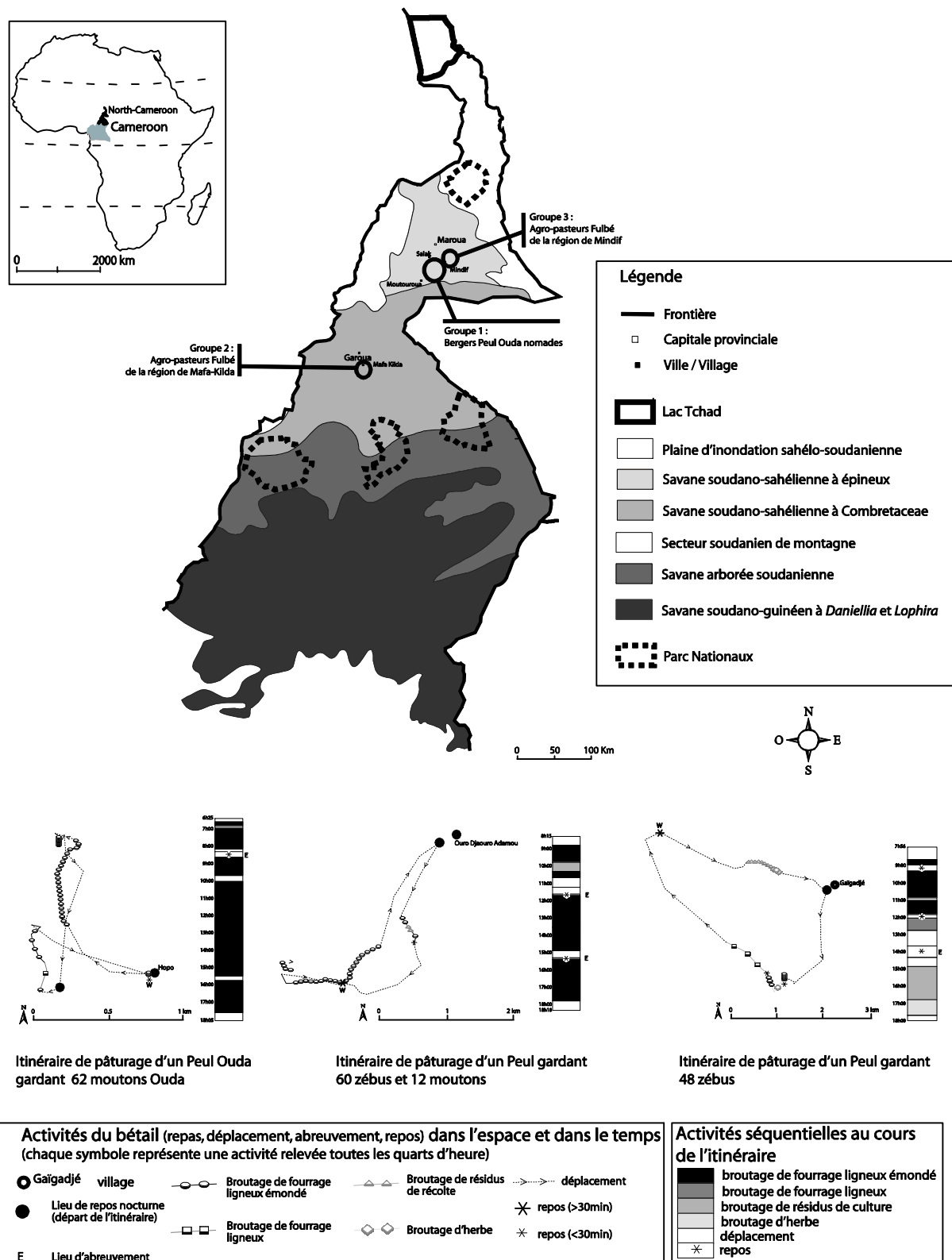


Figure 6 : Carte d'espaces d'activités d'éleveurs au Nord Cameroun qui, par régularité de pratiques

en des mêmes lieux, construisent des “territoires de pratiques” (Gautier et al., 2005)

Ces trois types de territoire se distinguent également dans leur construction historique. Certes, tout territoire se construit en permanence et est donc “donné” historiquement, mais certains sont davantage imposés par un processus politique. Si les territoires de pratiques se construisent par des régularités d’actions quotidiennes ou saisonnières en des mêmes lieux qui étayent des revendications sur des bouts d’espace, les territoires coutumiers se sont construits sur une histoire longue. Il s’agit là de ce qu’on pourrait appeler des “territoires construits”. Ces territoires s’opposent aux territoires étatiques qui sont par opposition des territoires “donnés”, généralement a-historiques à l’échelle locale, même s’ils sont élaborés à une période bien déterminée de l’histoire politique d’un pays ou d’une région et peuvent être le fruit d’une lente maturation à cette échelle. Ainsi, les territoires de la décentralisation sont-ils issus en Afrique d’un long processus historique des pays qui ont connu la colonisation, la décolonisation, des régimes souvent forts et centralisés après les indépendances, parfois dictatoriaux, des plans d’ajustement structurel et des soubresauts ou révoltes politiques émanant de la société civile qui aspirait à plus de démocratie. Mais à l’échelle locale, ces territoires de décentralisation sont a-historiques. Ils ont été imposés, à quelques exceptions urbaines près.

La différence essentielle entre territoires d’état et coutumiers tient ainsi à la manière dont est définie l’aire d’exercice des pouvoirs ou l’aire de capacité des pouvoirs. Dans les deux cas, il existe un maillage territorial qui est une grille d’un pouvoir (terroir ou territoire villageois dans un cas, ou entité d’administration des hommes et/ou des ressources dans l’autre) qui projette dans l’espace un système de limites ou de frontières plus ou moins bien définies et plus ou moins institutionnalisées. Cependant ces limites ou frontières n’ont pas la même signification dans un cas ou dans l’autre. Dans le cas du territoire étatique, le maillage tente de maximiser le contrôle politique sur un groupe social par l’établissement et le contrôle de frontières strictes définissant dans un espace abstrait des aires de conservation et d’usage des ressources. Il est généralement subi par la société locale, mais peut aussi comporté une part d’accepté et de construit, la société locale pouvant en faire autre chose que ce que les politiques ont voulu créer. On peut ainsi penser au détournement de la loi foncière de 1998 en Côte d’Ivoire qui sert aux “autochtones” à bloquer les migrations lobi (Koné, 2006). Dans le cas du territoire coutumier, le maillage est construit historiquement,

socialement légitimé et tente d'optimiser le champ opératoire du groupe social grâce à des arrangements spatiaux complexes, mettant en jeu des limites d'usage et de tenure foncière flexibles et se recouvrant parfois.

La transition entre des territoires coutumiers ou de pratiques à une gouvernance de type étatique est souvent un processus assez radical qui conduit bien souvent à un accroissement des conflits entre les usagers des ressources (habitants permanents ou saisonniers du territoire) et les institutions qui sont impliquées dans la mise en place de ces territoires d'état qui visent à contrôler l'accès et l'usage des ressources. Les géographes de l'interface Nature-Société en général et les *political ecologists* en particulier portent une attention particulière sur les conséquences de cette transition : sur la manière dont le contrôle territorial des ressources est élaboré et appliqué (Peluso, 1993 ; Vandergeest, 1996) ; sur les mécanismes d'accès à la ressource et de son contrôle (Naughton-Treves, 1997 ; Neumann, 1997 ; Li, 1999 ; Ribot et al., 2003) ; sur la complexité des pratiques de gestion des ressources naturelles et les conditions de vie des populations locales (Rocheleau et al., 1997 ; Robbins, 1998 ; Brosius et al., 2005) et sur les implications matérielles des discours environnementaux (Moore, 2005).

Il est à noter cependant que tout territoire étatique ne relève pas nécessairement d'un système de gouvernance unique qui produit des espaces abstraits (au sens d'Henri Lefèbvre (1974)), et que les États eux-mêmes ne limitent pas leur action à l'imposition autoritaire d'un ordre territorial comme seul mécanisme de gouvernance. Inversement, les modes de gouvernance locaux ne produisent pas uniquement des arrangements territoriaux complexes et flexibles, mais peuvent également faire appel à l'usage d'espaces abstraits et a-historique quand cela peut servir leurs intérêts.

Aux trois types de territoires précités s'ajoutent ainsi, nous le verrons notamment dans la partie 3.2., de nouveaux territoires qui émergent des interactions conflictuelles entre territoires d'état et territoires locaux et au sein desquels l'administration des hommes et des ressources est devenue plus compliquée du fait de l'appropriation économique, idéologique et politique de l'espace par des divers groupes sociaux et institutions.

Pour rendre compte de ces processus d'émergence de nouveaux territoires, il convient, outre le territoire, de définir deux autres concepts attenants : celui de territorialisation et de celui de territorialité.

La territorialisation peut être définie très simplement comme un processus de revendication d'appropriation de l'espace par un groupe social selon différents modes : étatique, coutumiers ou par la pratique. Le plus souvent ce processus renvoie à une stratégie de contrôle des populations et des ressources, ainsi que des rapports qu'ils entretiennent par l'affirmation d'un contrôle sur une aire géographique particulière (Sack, 1986). Dans le cas le plus extrême, un processus de territorialisation étatique implique la délimitation de frontières officiellement reconnues, un contrôle légal, un aménagement du territoire, la création de nouveaux sujets et de nouvelles subjectivités (au sens de Foucault, c'est-à-dire un processus par lequel les gens se comportent comme l'État souhaite qu'ils le fassent en utilisant des arguments qui les touchent (Foucault, 1981 ; Foucault, 1982)) et un renforcement de l'application de la loi.

Le concept de territorialité quant à lui désigne le processus d'appropriation du territoire par les groupes sociaux, c'est-à-dire l'ensemble des relations socio-spatiales qui dérivent et résultent des modes de gestion des ressources, des actions, pratiques, mobiles, intentions, ressorts, genèses, histoires particulières et attendus cognitifs qui accompagnent la construction et/ou la production des territoires.

3. L'établissement de territoires de conservation et de développement dans un contexte de globalisation environnementale

Mon objet d'étude privilégié pour étudier les rapports sociaux à propos de l'appropriation, de l'usage et de la gestion de la nature sera les territoires de conservation et de développement. Dans une acception première, les territoires de conservation recouvrent l'idée d'une mise sous cloche de la nature, dans des "forteresses de conservation" (Adams, 2001), en en excluant généralement l'homme et ses activités pour préserver les services écosystémiques qu'elle offre à l'humanité. En créant des limites fixes, en appliquant des règles d'accès et de gestion uniques comme si ces territoires étaient écologiquement et socialement homogènes (Daniels et al., 2002), et en tentant de contrôler l'occupation du sol des populations locales, le processus de territorialisation sous-jacent qui vise à contrôler les ressources et les hommes (Sack, 1986 ; Vandergeest, 1996), avec une main mise de l'État (Scott, 1998) conduit à créer des espaces abstraits (Smith et al., 1993 ; Lefèbvre, 2000 [1974]) qui modifient totalement les relations environnement-sociétés et restreint les stratégies d'amélioration des conditions d'existence ou d'atténuation de la vulnérabilité des populations.

Cette forme d'aires strictement protégées demeurent le mécanisme de conservation le plus répandu, notamment en Afrique et en Asie (Zimmerer et al., 2004). La perdurance et l'expansion de ce type de territoires de conservation s'explique par les priorités des agences nationales de conservation et des organisations internationales (Adams, 2001), mais également par le dialogue manqué entre les grandes ONG conservationnistes et les populations locales (Chapin, 2004). Ce dialogue avait démarré vers le milieu des années 1980, après que la conservation internationale soit devenue à la mode en 1986, que les fonds levés pour la conservation eussent augmenté de manière importante et que se soit établi un consensus autour de l'importance d'associer les populations locales à la gestion

des ressources naturelles¹³, même si, sous des labels variés, cette association a débouché à la fin des années 80 – début des années 90 sur des programmes imaginés, labélisés et mis en œuvre par les conservationnistes et non les communautés indigènes.

L'alliance "naturelle" entre les conservationnistes et les populations locales n'a pourtant pas fait long feu. Dès le début du 21^{ème} siècle, elle a été remplacée dans le discours des grosses ONG internationales par un nouveau focus sur les stratégies conservationnistes de large échelle, s'appuyant sur les discours scientifiques relatifs aux changements environnementaux globaux, au détriment des réalités sociales de terrain. Des voix se sont ainsi élevées pour dénoncer l'efficacité des programmes de conservation associant les communautés, contraire selon elles aux objectifs de la conservation biologique qui doit être basée sur des connaissances biologiques rigoureuses (Brandon et al., 1998)¹⁴, alors même que dans le même temps des travaux dénonçaient ce retour à des pratiques de protection autoritaire en reconnaissant la conservation comme un processus social et politique qui nécessite la prise en considération d'une large variété d'intérêts individuels et sociétaux dans les décisions de conservation (Ghimire et al., 1997 ; Brechin et al., 2002 ; Brosius et al., 2005 ; Adams et al., 2007).

Malgré cette régression des grandes ONG conservationnistes, dans une deuxième acception plus large du terme (Schroeder et al., 1995 ; Zimmerer, 2000 ; Zimmerer, 2006b), les territoires de conservation peuvent aussi comprendre ceux qui sont définis par une gestion durable des ressources naturelles, la protection de la nature et la restauration écologique. Cette acception est un produit de la globalisation environnementale qui amène la conservation à interagir de plus en plus avec l'agriculture et les autres types d'activités et d'utilisation de l'espace et des ressources (élevage, extractivisme, pêche, chasse, etc...).

Ce glissement qui a abouti à l'intégration de l'agriculture et des autres usages de la ressource dans les programmes de conservation est une des caractéristiques importante de

¹³ Dans son rapport d'octobre 1996 intitulé "Principles and Guidelines on Indigenous and Traditional Peoples and Protected Areas," l'IUCN-WWF déclarait ainsi "Moreover, [indigenous peoples] should be recognized as rightful, equal partners in the development and implementation of conservation strategies that affect their lands, territories, waters, coastal seas, and other resources, and in particular in the establishment and management of protected areas."

¹⁴ "The trend to promote sustainable use of resources as a means to protect these resources, while politically expedient and intellectually appealing is not well grounded in biological and ecological knowledge. Not all things can be preserved through use. Not all places should be open to use. Without an understanding of broader ecosystem dynamics at specific sites, strategies promoting sustainable use will lead to substantial losses of biodiversity." (Brandon et al., 1998)

la globalisation environnementale (Zimmerer, 2005) et fait partie intégrante de la 3ème vague de la conservation qui a émergé fin des années 1980, début des années 1990 (Guha, 1999 ; Chapin, 2004). Le pouvoir économique, social et politique des usagers de ces espaces, en lien avec les catégories de genre, d'ethnicité, de classe sociale ou de niveau de richesse, est essentiel dans cette interface avec la globalisation environnementale (Rocheleau et al., 1996 ; Zimmerer et al., 1998 ; Bassett et al., 2003).

Cette interaction entre la conservation et la globalisation environnementale a engendré des arrangements spatiaux dont les objectifs de gestion environnementale varient d'une stricte protection de la nature à une utilisation durable des ressources avec des activités autorisées sous conditions et des activités interdites. Ces arrangements spatiaux inscrits dans les territoires de conservation qui renvoient à des espaces dévolus à la conservation de la nature et à la gestion durable des ressources (Zimmerer, 2000 ; Daniels et al., 2002 ; Neumann, 2004).

Aux territoires de conservation traditionnels dont les surfaces se sont accrues se sont ainsi ajoutés de nouveaux types de territoires de conservation liés aux activités humaines (forêts communautaires ou communales, projets d'aménagement des bassins-versants, zones tampons autour des parcs nationaux et des réserves de biosphère, « paysage » compris comme des familles d'écosystèmes en interaction qui sont associés à divers objectifs de protection et de développement, ainsi que d'arrangement institutionnels (Harvey et al., 2008 ; Garcia et al., 2010), la vulgarisation des outils de la géomatique dans les projets de conservation contribuant grandement à la prolifération de ces territoires de conservation d'un nouveau genre (Turner II et al., 1991 ; Turner, 2003 ; Binot, 2010).

Ce processus de fabrication débridée de territoires est également à l'ordre du jour dans le monde du développement (Giraut et al., 2005) : redécoupages territoriaux associés aux politiques de décentralisation (Meligrana, 2004 ; Lima, 2005) et profusion de périmètres d'intervention et de mobilisation institués par les nouveaux acteurs territorialisés de la société civile et leurs partenaires internationaux (Cox, 1997 ; Chaléard et al., 2000), sous couvert de "bonne gouvernance" et de "développement durable" (Antheaume et al., 2005). Les processus de fabrication de nouveaux territoires au nom de la conservation et ceux au nom du développement durable se recoupent ainsi pour former des territoires de

conservation et de développement (Daniels et al., 2002 ; Larson et al., 2004 ; Ruiz-Pérez et al., 2005).

C'est à ces territoires là, à la fois de conservation et de développement, pour lesquels la conservation implique des usages raisonnés de l'espace et des ressources mais avec un souci de durabilité, en lien avec le développement durable, que je m'intéresse tout particulièrement même si, par commodité, j'emploierai parfois le terme de territoires de conservation, même si je ne travaille plus sur les aires protégées comme au début des années 1990 mais sur les espaces où sont autorisés un certain nombre d'usages des ressources.

Mes recherches futures, centrées sur cet objet des territoires de conservation de seconde génération qui n'excluent plus l'Homme de la Nature, concernent quatre grandes questions qui seront développées ci-après (dans les parties 3.1 au 3.4), en gardant à l'esprit que mon rôle de chercheur de terrain est de confronter les idées des États nations, des bailleurs de fonds, des développeurs, ou des environnementalistes à la « réalité de terrain » avec son histoire particulière d'occupation et d'utilisation de l'espace et les enjeux locaux autour de la gestion des ressources naturelles.

En effet, la fabrique des territoires de conservation et de développement est généralement décrétée à travers l'aménagement du territoire à l'échelle des nations. Dans la plus grande partie des pays en voie de développement cependant, cette planification est directement influencée voire dirigée par les agences internationales de développement, les institutions internationales de conservation, les organisations non-gouvernementales et les accords internationaux, comme par exemple la convention internationale sur la diversité biologique, la convention des Nations-Unies sur la lutte contre la désertification, les conventions cadres des Nations-Unies sur les changements climatiques dont le protocole de Kyoto, les accords de l'Organisation Mondiale du Commerce (OMC), les accords de libre échange, etc...).

De nouvelles politiques environnementales se mettent ainsi en place dans les pays du Sud sous l'influence internationale. Elles promeuvent la fabrique de territoires de conservation et la mise en place de nouveaux modes de régulation de l'utilisation des ressources (avec des quotas), de nouvelles restrictions et incitations commerciales qui conduisent à un remodelage des politiques environnementales pré-existantes et à des nouvelles priorités qui ne dépendent plus uniquement des États-nations, mais d'intérêts mondiaux. Ces priorités

incluent notamment la gestion de l'impact des activités humaines sur la biodiversité, la régulation de la consommation et de l'exploitation des ressources et la réduction des effets environnementaux induits en aval des bassins-versants par des exploitations situées en amont (Schroeder, 1995 ; Batisse, 1997 ; Brandon et al., 1998). La promotion de nouveaux territoires de conservation et de développement dépend ainsi essentiellement de la gestion de processus biophysiques et de l'expansion de nouveaux marchés liés à l'environnement, même si elle est souvent associée à des considérations sur le développement durable, la "démocratisation" et la lutte contre la pauvreté, qui font également partie des agendas internationaux, rendant la situation sur le terrain particulièrement complexe du fait de la profusion d'intervenants variés aux intérêts divergents, comme Roderick Neumann l'a montré dans le cas de la Tanzanie (Neumann, 1995b).

Cette influence d'organisations variées d'envergure mondiale sur la gestion environnementale s'exerce par le biais d'activités telles que le financement de l'établissement des territoires de conservation et de leur plan d'aménagement, la coordination des activités de gestion dans et autour des activités de conservation, la participation au conseil scientifique des institutions qui gèrent ces territoires, la collecte d'informations, le lobbying et la levée de fond.

Cette influence est majeure dans la mesure où, dans un contexte de globalisation environnementale, les processus économiques et politiques mondialisés jouent sur la manière dont les territoires de conservation sont compris et discutés, introduits comme priorité dans les agendas politiques des états nations et inscrits dans leurs espaces comme des territoires à travers de nouvelles méthodes d'intervention et de régulation au nom du patrimoine commun de l'humanité (Goldman, 1998). La globalisation influence notamment les discours environnementalistes qui sont particulièrement bien reçus et populaires parmi les élites économiques et politiques des pays du Sud (Christen et al., 1998 ; Bassett et al., 2000) , dans un processus synergique qui veut que les uns adoptent les idées des autres en échange de fonds qui permettent à leur institution de perdurer.

Cette globalisation des discours environnementaux ainsi que des réseaux d'influence qui les supportent sont dénoncées par des scientifiques conscients de leur impacts sur les populations qui vivent dans ou à proximité des territoires de conservation notamment, sur

les pauvres et les personnes et groupes sociaux défavorisés (Forsyth, 1991 ; Zener, 2000 ; Peet et al., 2004).

Au-delà de ces critiques sur l'influence des discours environnementaux et des réseaux qui les portent, l'établissement des territoires de conservation et de développement est souvent ardemment contesté du fait de la manière dont ces territoires sont conçus, de leur localisation et de leur étendue, ces caractéristiques étant toujours reliées à une "intention sociale" (Amin, 2002 ; Johnston et al., 2004) et à la mobilisation de différents acteurs potentiels de la conservation et du développement autour d'un projet territorial (Chaléard et al., 2000 ; Giraut et al., 2005).

Tout territoire de conservation et de développement peut ainsi être considéré comme le résultat d'une intention sociale qui s'inscrit dans l'espace par juxtaposition de différentes forces parmi lesquelles les idées des scientifiques sur la protection de la nature et sur la gestion durable, le pouvoir social et l'autorité de gouvernance qui s'appuient sur ces idées (ou ce qu'ils en retiennent) et leur donnent du poids, ainsi que sur les autres conditions susceptibles de configurer ce territoire tel que la localisation des éléments de paysage (habitat, ressources) et les dynamiques institutionnelles. L'espace chorotaxique (ou l'étendue selon Roland Pourtier) et l'aire biologiquement définie sont donc à la fois centraux pour la définition d'un territoire de conservation et de développement, mais dans le même temps, il ne s'agit que d'un simple support dans la mesure où ils interagissent avec des activités humaines qui sont sous l'influence des relations de pouvoir entre les hommes (Escobar, 1999 ; Zimmerer et al., 2003a ; Paulson et al., 2004 ; Peet et al., 2004).

Les débats que génèrent l'établissement des territoires de conservation portent ainsi sur l'efficacité des techniques de gestion des ressources végétales et fauniques de ces territoires, ainsi que sur les impacts incertains de ces territoires sur les activités et les droits d'accès aux ressources des populations qui vivent dans ou autour de ces territoires, avec un risque fort de marginalisation voire d'exclusion des populations économiquement pauvres et socialement désavantagées (Neumann, 1995b ; Naughton-Treves, 1997 ; Neumann, 1998 ; Turner, 1999c).

3.1. Territoires de conservation et de

développement et conditions d'existence des populations qui dépendent de leurs ressources

Les territoires de conservation et de développement visent, on l'a vu, à contrôler les gens et les ressources dans l'objectif d'une gestion durable de ces ressources, au bénéfice de la société-monde, des habitants du pays, et/ou des populations qui vivent à proximité de ces territoires et en vivent en partie, selon les objectifs prioritaires assignés à ces territoires. Une des questions les plus importantes liées à l'établissement de ces territoires de conservation est de savoir quels en sont les bénéficiaires et quels en sont les perdants.

La majorité des projets qui génèrent des territoires de conservation et de développement sont certes des émanations de la globalisation environnementale, mais ils présentent généralement une dimension participative grâce à laquelle les acteurs locaux sont susceptibles d'acquérir des droits et des devoirs sur la gestion des ressources et d'en tirer bénéfice. Ils affichent généralement comme ambition de lier les enjeux de conservation à ceux de lutte contre la pauvreté ou d'amélioration des conditions d'existence. Or, depuis les travaux de Georges Benko, on sait que la mondialisation n'est pas un problème en soit et qu'elle peut potentiellement profiter à tous, mais qu'en revanche, il faut rester vigilant sur les "espaces de régulation" et sur la solidarité sociale qui sont mis en place pour assurer une juste distribution des richesses générées par cette mondialisation (Benko et al., 2000).

Une des questions essentielles associée à l'établissement de territoires de conservation et de développement est donc de savoir si les gens qui vivent dedans ou autour et dépendent totalement ou en partie des ressources qu'ils contiennent pour leurs conditions d'existence sont parmi les bénéficiaires de ces territoires ou si au contraire ils en sont les perdants. Les ressources naturelles qui sont habituellement mobilisées par les habitants du lieu pour améliorer leurs conditions d'existence ou pour atténuer leur vulnérabilité aux changements dans l'environnement biophysique et socio-politique, ces ressources agissant alors comme un "filet de sécurité", sont-elles mieux gérées aux bénéfices des populations qui en dépendent directement grâce à l'établissement de territoires de conservation et de développement ? Avant de débattre de cette question, il n'est cependant pas inutile de revenir sur les acceptions usuelles des conditions d'existence et de la pauvreté en lien avec l'usage des ressources naturelles, avant de s'intéresser aux relations entre vulnérabilité et

environnement.

3.1.1. Premières définitions des termes “conditions d’existence” et “pauvreté”

Les conditions d’existence (qui est pour moi l’expression qui traduit le mieux le terme anglais de *livelihood*) comprennent les capitaux (naturel, physique, humain, financier et social), les activités et l’accès à ces capitaux et ces activités, par le truchement des relations institutionnelles et sociales, l’ensemble déterminant le bien-être acquis par l’individu ou le ménage (Ellis, 2000). Elles peuvent être autrement définies comme « la maîtrise qu’a un individu, une famille ou un autre groupe social sur un revenu et/ou sur un ensemble de ressources qui peuvent être mobilisées ou échangées pour satisfaire ses besoins. Cela inclut l’information, le savoir culturel, les réseaux sociaux, et les droits légaux, aussi bien que les outils, la terre ou autres ressources matérielles. » (Blaikie et al., 1994).

La pauvreté peut quant à elle être définie, en première instance, comme la déprivation relative que subissent les individus, les familles ou des groupes d’une population du fait qu’ils ne peuvent accéder, totalement ou en partie, aux conditions d’existence qui leur permettraient de jouer leur rôle, participer aux relations sociales, et suivre le comportement qui est habituellement attendu d’eux du fait de leur appartenance à la société (Townsend, 1993). S’ils manquent de ressources ou s’en voient priver de sorte à ce qu’ils ne puissent accéder à ces conditions d’existence, ils peuvent être considérés comme pauvres. Pour la Banque Mondiale, la pauvreté est une privation prononcée de bien-être liée à un manque de revenus ou de consommation, de faibles niveaux d’éducation et de santé, une vulnérabilité et une exposition au risque, un manque d’opportunité pour être entendu et un manque de pouvoir (World Bank, 2001).

La relation entre les définitions les plus usuelles de la pauvreté et celles des conditions d’existence s’établit donc de la manière suivante : les définitions des conditions d’existence mettent en avant la question des moyens plus que les résultats, et ce, même si le capital financier résulte d’une accumulation et donc d’un résultat ; les définitions de la pauvreté quant à elles se basent sur des résultats, des performances des stratégies de vie, et ce même si ces résultats ou performances ne sont généralement pas chiffrées et restent vagues quant

au niveau de privation qui amène à être pauvre. Il y a en tout cas un lien étroit entre ces deux définitions puisque pour s'attaquer aux racines de la pauvreté, il faut améliorer les conditions d'existence des populations.

A partir de ces définitions de la pauvreté, la réduction de la pauvreté peut être entendue comme une atténuation réussie des privations de bien-être ou comme une prévention réussie de l'accroissement des privations (Sunderlin et al., 2003).

En reprenant cette définition, Sunderlin et al (2005) en spécifient deux types pour ce qui concerne la réduction de la pauvreté, appliquée aux ménages et en relation avec l'usage de ressources forestières :

- L'atténuation ou l'évitement de la pauvreté qui consiste à utiliser les ressources naturelles pour obtenir les besoins de subsistance des ménages, ou pour servir de bouche-trou en période de soudure, de sorte à diminuer le degré de pauvreté vécue ou d'éviter de tomber dans la pauvreté ;
- L'élimination de la pauvreté qui consiste à utiliser les ressources naturelles pour aider le ménage à sortir de la pauvreté en fonctionnant comme une source d'épargne, d'investissement, d'accumulation, de constitution de capital et d'augmentation durable de revenus et de bien-être.

3.1.2. Les liens établis entre les conditions d'existence des pauvres et l'environnement

Il existe de nombreux travaux sur les liens entre les formations naturelles, en particulier les forêts, dans les pays en voie de développement, au premier rang desquels il convient de relever ceux menés par des chercheurs du CIFOR¹⁵ et en particulier par William Sunderlin (Sunderlin et al., 2005b), Arild Angelsen (Angelsen et al., 2003) et Carol Colfer (Colfer et al., 2001), parmi d'autres, qui dépendent d'un département du CIFOR spécialement dédié aux liens entre les ressources forestières et les conditions d'existence des populations qui en dépendent.

Ces travaux tendent à montrer que la disparition des formations végétales naturelles dans les pays en voie de développement est un problème parce qu'elle affecte les conditions

¹⁵ Center for International Forestry Research

d'existence des gens qui dépendent des biens et services de ces écosystèmes, soit directement (Poore, 1986 ; Brosius, 1997), soit indirectement : la déforestation interviendrait ainsi pour 20% dans les émissions de carbone dans l'atmosphère (IPCC, 2000), y compris les défrichements liés aux grandes exploitations de palmier à huile ou de soja d'Indonésie ou du Brésil. Et si ce chiffre a été récemment révisé à la baisse de 20 à 12-15 % (van der Werf et al., 2009 ; Friedlingstein et al., 2010) et que la contribution de la déforestation aux changements climatiques n'est pas aussi importante que prévu, les effets conjoints des émissions de carbone, de l'accumulation des gaz à effet de serre et du changement climatique résultant affectent probablement davantage les pays en voie de développement et plus particulièrement les pauvres de ces pays que les habitants des pays industrialisés.

En effet, même si les pauvres de ces pays ont généralement des stratégies diversifiées afin de diminuer le risque –que je définis comme la résultante de la vulnérabilité et des aléas-, des études de cas et des enquêtes de ménages ont démontré que les pauvres ruraux tendent à être fortement dépendant des espaces en végétation naturelle dans la mesure où une grande partie de leurs revenus en proviennent (Vedeld et al., 2004). Par exemple, il y a des preuves fortes que les plus pauvres des pauvres sont ceux qui sont les principaux usagers des produits forestiers non ligneux (Neumann et al., 2000), que ces produits sont d'importants filets de sécurité pour les pauvres (McSweeney, 2004), notamment pour l'atténuation de la pauvreté ou pour son évitement, même s'ils ne sont pas capables par eux-mêmes de sortir les gens de la pauvreté comme cela a été démontré dans le cas de l'Amérique latine où il existe très peu de synergies "gagnant-gagnant" entre les forêts naturelles et la réduction de la pauvreté à l'échelle nationale (Wunder, 2001). A une échelle plus locale, j'ai pu montrer que la gomme arabique au Burkina Faso, à défaut d'être une filière porteuse à l'échelle nationale, était cruciale pour les femmes et les enfants qui la récolte lors de leurs activités en brousse de récolte de bois ou de gardiennage des troupeaux (Gautier et al., 2008), de même que j'avais démontré l'importance du vin de palme dans l'économie des ménages en pays Bamiléké (Gautier et al., 1994).

D'un autre côté, quand ces produits forestiers non ligneux deviennent lucratifs et peuvent sortir les acteurs les plus démunis de la pauvreté, comme pour le cas du karité inséré dans des filières de produits cosmétiques de luxe (Body Shop, l'Occitane, etc...), ils sont

généralement appropriés par des gens plus puissants, mieux dotés en capitaux et avec de meilleurs réseaux (Dove, 1993). Une des conséquences de la mise en place de filières de graine de karité pour l'exportation que j'ai pu constater au Burkina Faso est que les femmes, qui ont traditionnellement le droit de récolter les graines de karité sur tous les arbres de l'ensemble du territoire villageois sans restriction, se voient désormais interdites de récolter sur les parcelles des autres familles, et obliger d'aller en brousse compléter leurs récoltes, avec des conséquences non négligeables sur la régénération de l'espèce en jachère ou en savane.

Il semble de plus y avoir une convergence géographique entre la pauvreté et les ressources naturelles, notamment forestières dans les pays en voie de développement (Sunderlin et al., 2008). Cette convergence peut être expliquée par les cinq éléments suivants (Sunderlin et al., 2005a) :

- Certains habitants de la forêt ont une dépendance historique à la forêt, comme par exemple les pygmées en Afrique Centrale, les Puman en Indonésie ou les Kayapo en Amazonie Brésilienne ; leur pauvreté primordiale n'est pas nécessairement le résultat d'un contact avec les économies modernes et d'une exclusion, mais d'une genre de vie, même si ces sociétés sont de plus en plus fréquemment victimes d'une dégradation de leurs conditions d'existence liée à leur mise en contact avec l'économie marchande.
- Les personnes qui vivent dans et autour d'îlots de relative stabilité écologique sont relativement en marge des changements socio-économique rapides. Ils ont de faibles niveaux de "rente" du fait des conditions écologiques et/ou d'un accès limité aux marchés et aux services.
- Les migrants de front pionniers trouvent dans les espaces naturels une source de nouvelles terres agricoles et autres opportunités économiques.
- Les réfugiés de guerre ou de conflits ou de changements modernes rapides peuvent trouver un refuge dans les espaces forestiers, comme c'est le cas des migrants *ladino* dans plusieurs pays d'Amérique latine ou des réfugiés de la guerre dans l'est de la RDC.
- L'accès relativement libre de la plupart des espaces naturels est une des caractéristiques pro-pauvres qui font de ces espaces un moyen de survie et un

support d'opportunités économiques diverses pour des gens qui ont des options limitées.

Ce recouvrement géographique entre espaces en végétation naturelle dans les pays en voie de développement et pauvreté est évidemment partiel et discutable. Tout d'abord, il existe bien évidemment de la pauvreté chronique¹⁶ en dehors de ces espaces -et cela sera de plus en plus le cas avec l'accroissement des taux d'urbanisation¹⁷- et certains de ces espaces n'abritent pas de pauvreté chronique. Ensuite tout dépend du stade d'anthropisation auquel se trouvent ses formations naturelles.

Là les théories s'affrontent. Il y a les tenants de la théorie des transitions forestières qui s'appuie sur la courbe environnementale de Kuznets en U inversé (Grossman et al., 1995) : avant le développement économique, les ressources naturelles sont abondantes, puis elles diminuent et se dégradent avec le processus de développement, puis elles ré émergent avec l'accroissement du niveau de vie. Mais si cette théorie est prouvée pour les pays industrialisés comme les États-Unis, le Portugal, le Danemark, la France et la Suisse (Grainger, 1995 ; Rudel, 1998 ; Mather et al., 1999 ; Mather et al., 2000), avec une intensification agricole en Europe et Amérique du Nord qui a permis la reconversion de 16 millions d'ha de terres agricoles en forêt entre 1950 et 1990, malgré une augmentation de la population de 170 millions dans le même temps (Grübler, 1994), rien ne dit que les pays en voie de développement vont suivre la même évolution.

Les conditions de développement qui sont spécifiques à chaque pays, les types de migrations variés que peuvent générer les processus d'urbanisation et de déprise agricole mais aussi l'attitude des institutions locales vis-à-vis de la gestion des arbres ne permettent pas de faire du « développement » une condition nécessaire et suffisante pour enclencher une transition forestière (Klooster, 2003), même si c'est sur cette théorie que se base

¹⁶ La pauvreté chronique est avérée quand un individu vit des privations de capacités significatives pendant une période de 5 ans ou plus (Hulme et al., 2003).

¹⁷ A ce propos, j'avais été tout à fait enthousiaste d'une chronique de l'ancien directeur de l'AFD, Jean-Michel Sévérino, parue dans le journal Le Monde en juin 2007 (<http://www.goodplanet.info/Contenu/Points-de-vues/L-urbanisation-risque-ou-chance/%28theme%29/295>) qui démontrait clairement l'urgente nécessité de s'attaquer à la pauvreté générée par l'urbanisation dans le monde en développement, ce qui correspondait précisément aux conclusions auxquelles nous arrivions avec Laurent Gazull dans le cadre de nos recherches sur l'approvisionnement de la ville de Bamako et de l'analyse des filières d'approvisionnement en bois énergie. Mais j'avais été tout aussi surpris et déçu du grand écart entre cette chronique et la demande faite par les agents de l'AFD de leur proposer des projets sur les enjeux du changement climatique et non de l'urbanisation en Afrique de l'Ouest.

l'essentiel des débats sur le scénario de référence (*baseline*) qu'il conviendrait d'adopter pour rétribuer ces pays pour leur déforestation évitée.

De nombreux travaux montrent qu'en réalité, c'est beaucoup plus complexe que cela dans les pays en développement. Sur le plan environnemental, ce n'est pas parce que la déforestation régresse qu'il y a nécessairement une reconquête forestière et tout reboisement n'est pas forcément synonyme de regain d'une forêt de qualité, ces processus dépendant en grande partie de la capacité des institutions locales à comprendre l'évolution de la forêt et de ses usages, comme l'a montré Dan Klooster dans le cas des forêts de transitions au Mexique (Klooster, 2003). Sur un plan social, on peut trouver de bonnes conditions d'existence dans les mosaïques paysagères, issues d'une forte dégradation des ressources naturelles mais qui se sont reconstituées sous des formes nouvelles, sans pour autant que l'IDH (Indice de Développement Humain, issu de l'anglais HDI pour *Human Development Index*) du pays ait augmenté (Hecht et al., 2007).

On voit donc là qu'il n'y a pas un lien mécanique entre le développement et la transition forestière. Un article dans *Science* prouve même que contrairement à ce que prédit la courbe environnementale de Kuznets, ce n'est ni dans les forêts peu touchées par l'homme, ni dans les espaces forestiers reconvertis en champs ou en pâturage que l'on trouve les meilleures conditions d'existence en Amazonie, étudiées sur un échantillon de 286 municipalités à différents stades de déforestation, mais dans les fronts pionniers où se trouvent justement ces mosaïques paysagères (Rodrigues et al., 2009). Enfin, il a été montré, dans le cas de l'Indonésie, que les chances de concilier conservation de l'environnement et amélioration des conditions d'existence était limitée et que le meilleur moyen d'améliorer les conditions d'existence était probablement de « sortir de la forêt » (Levang et al., 2005).

Cela étant dit, les populations qui vivent dans et autour des espaces forestiers tendent à être politiquement faibles ou sans pouvoir dans la compétition pour l'accès aux ressources naturelles dont ils dépendent pour leurs conditions d'existence face aux acteurs suivants : les gouvernements qui cherchent à classer les espaces naturels au mépris des lois coutumières ; les concessionnaires privés ; les agroindustriels recherchant des terres pour étendre leurs systèmes de production ; les industriels qui cherchent à s'approprier la valeur d'usage des productions de ces espaces ; les opérateurs des concessions minières. Cette faiblesse politique des populations locales est renforcée par l'éloignement des centres de

décision où les alliances politiques favorisant la conversion de ces espaces naturels tendent à être nouées et à se maintenir, sans que ces populations puissent intervenir.

3.1.3. Le traitement controversé des problématiques de conservation de l'environnement et de lutte contre la pauvreté

Compte-tenu des évidences d'un lien entre la pauvreté et l'état de l'environnement, les problématiques conjointes de réduction de la pauvreté et de dégradation de l'environnement sont bien placées dans les agendas des grandes institutions internationales qui s'intéressent au développement des pays du Sud (World Bank, 2001). Il y a eu des tentatives de lier ces deux problématiques en une, correspondant au cercle vicieux suivant : la pauvreté est une cause de dégradation environnementale, qui, en retour, contribue à maintenir voire à accroître la pauvreté.

Ce discours n'est pas nouveau. Déjà Malthus suggérait indirectement que les pauvres sont plus enclins que les autres à avoir des comportements dégradant l'environnement car ils ne sont pas, selon lui, capables de raisonner au-delà du prochain repas. Cette idée a été reprise par les pouvoirs coloniaux en Afrique et en Asie qui ont fréquemment stigmatisé les paysans pauvres comme les causes principales de la dégradation des sols et de la déforestation (Baker, 1983 ; Fairhead et al., 1996).

Cette idée du lien interactif entre pauvreté et dégradation environnementale a connu un renouveau lors de l'émergence du concept de développement durable vers la fin des années 1980, et notamment à la suite de la publication du rapport Brundtland en 1987 (Lélé, 1991 ; Bryant, 1997). Les partisans du rapport Brundtland considèrent notamment qu'il a permis de rompre avec les discours environnementalistes des années 1960 et 1970 qui envisageaient l'industrialisation et le développement comme incompatibles avec la conservation de la nature (Mellor, 1988 ; Beckerman, 1992).

La croyance en cette spirale négative entre pauvreté et dégradation de l'environnement implique de lier l'amélioration de la conservation environnementale au développement économique et à la réduction de la pauvreté, et inversement de faire de la gestion durable des ressources un important vecteur de lutte contre la pauvreté.

C'est par exemple l'optique qui a été choisie par les praticiens du développement en Afrique

de l'Ouest pour justifier l'expansion de la culture d'exportation du coton en argumentant que l'amélioration des conditions d'existence qui en résulterait serait à terme bénéfique à la préservation de l'environnement (Moseley, 2005).

C'est également la perspective qu'a choisie le projet Stratégie Energie Domestique au Mali (Gautier et al., 2006d). Ce projet, lancé en 1996 et financé en grande partie par la Banque Mondiale, avait pour objectif principal de réorganiser complètement l'approvisionnement des villes en bois énergie pour le rendre durable en transférant les responsabilités de gestion des ressources forestières aux populations rurales vivant en périphérie des villes, en réorganisant la coordination des acteurs des filières bois et en cherchant à diminuer la demande urbaine en bois énergie (ESMAP, 1992). Les deux objectifs de conservation du patrimoine forestier et de réduction de la pauvreté ont été ainsi intimement liés dans le cadre de ce projet : à l'échelle locale, en promouvant une gestion durable de massifs forestiers sous le contrôle d'associations de bûcherons et dans le cadre de « structures rurales de gestion du bois », l'exploitation raisonnée du bois étant censée permettre aux bûcherons, généralement sans-terre et pauvres, de rentrer dans le cercle vertueux d'une amélioration de leurs conditions de vie comme préalable à une gestion plus durable des ressources ; à l'échelle régionale du bassin d'approvisionnement des villes, en organisant l'exploitation des savanes dans l'espace et dans le temps, *via* le choix de la localisation et du type de marchés ruraux de bois, et en rééquilibrant les pouvoirs entre les marchands urbains et les populations rurales ou périurbaines.

Le pari de lier les deux problématiques, celle de conservation et celle de réduction de la pauvreté, en un seul projet était ambitieux. Et si les recherches que mes collaborateurs et moi-même avons menées de 2003 à 2008 ont permis de démontrer que, au moins dans les premiers temps de la réforme forestière, les objectifs de réduction de la pauvreté étaient atteints aussi bien au niveau des groupes sociaux marginaux qui se sont emparés de la possibilité de vendre du bois en milieu rural (Hautdidier et al., 2005) qu'au niveau des acteurs des filières où les marges se sont équilibrées entre producteurs ruraux et transporteurs et commerçants urbains (Gazull et al., 2006), en revanche, nous n'avons aucune certitude scientifique sur le fait qu'un cercle vertueux soit en train de s'installer entre la réduction de la pauvreté et préservation de l'environnement, notamment du fait des temporalités différenciées de ces deux processus.

Bien au contraire, nous avons des évidences des conflits intra-villageois, entre le lignage du chef du village de Korokoro au Mali et les populations n'appartenant pas à ce lignage d'origine qui ont conduit à des coupes non contrôlées de la part de toute la population du village. Dans un premier temps, le chef du village s'est désintéressé de la constitution d'une coopérative de bûcherons, le bûcheronnage étant considéré comme socialement dégradant. La mise en place du marché rural de bois et la création de la coopérative a été laissée aux mains des castés et des migrants. Mais dès lors que le chef du village a compris que cette nouvelle institution était un vecteur de pouvoir sur les populations et les ressources, il est rentré en conflit avec les membres de cette coopérative (voir carte ci-après), a ensuite destitué les « allochtones » des postes de responsabilité de cette coopérative pour y installer ses frères (Hautdidier et al., 2004). Ce conflit de pouvoir interne au village a eu des conséquences négatives pour la gestion durable des ressources puisque plus personne au village ne s'est senti tenu de suivre les normes de gestion imposées par la coopérative, ni les autochtones qui se considèrent comme davantage ayant-droits que les allochtones sur les ressources, ni les allochtones qui ne voient pas pourquoi ils suivraient des règles que les autres membres du village ne suivent pas.

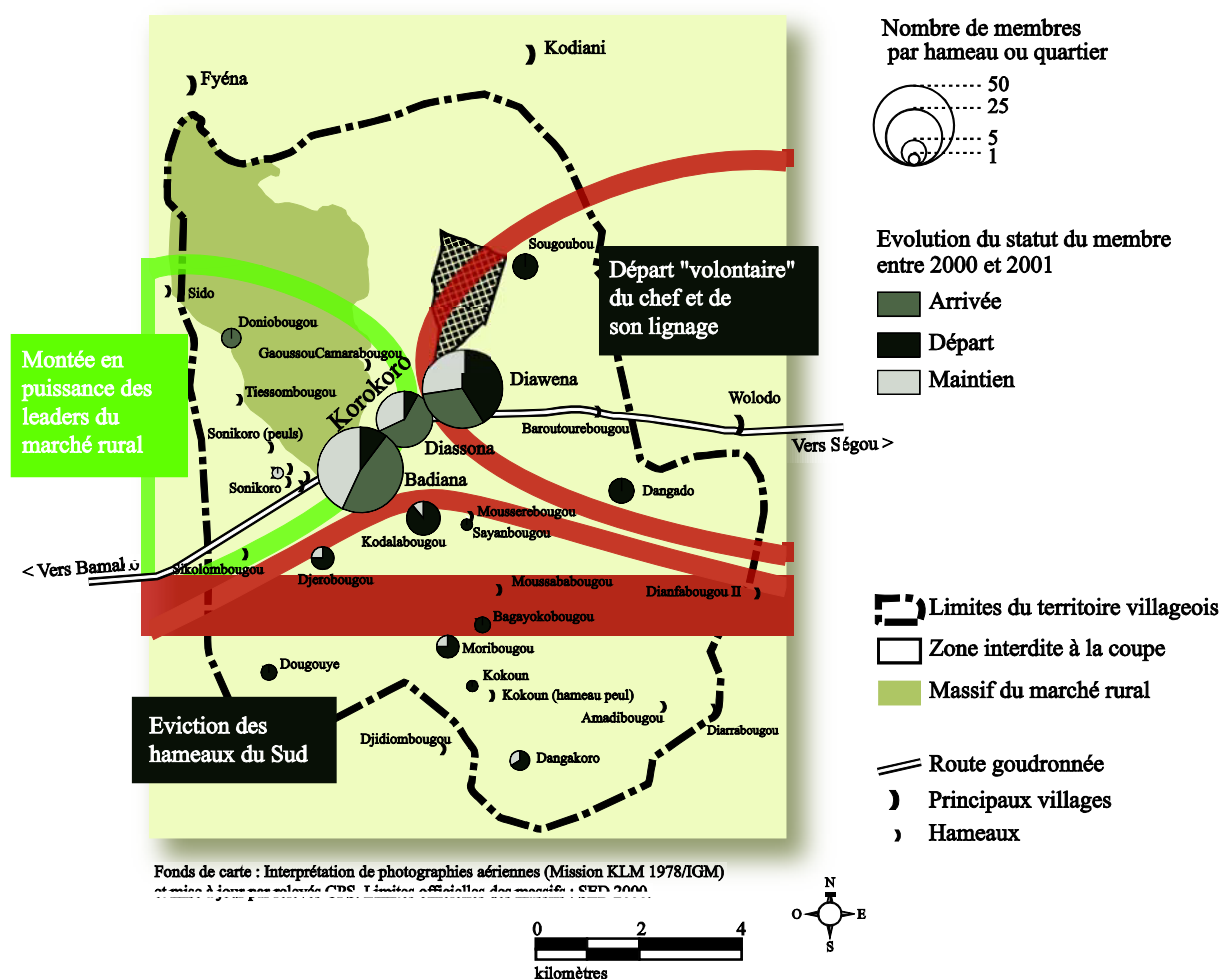


Figure 7 : Localisation et dynamique des membres de la coopération de bûcherons de Korokoro, Mali, entre 2000 et 2001

Nous avons également mis en évidence des conflits inter-villageois (Gautier et al., 2011) du fait des droits acquis par des groupes professionnels dans certains villages, droits étendus comme on l'a vu précédemment à l'ensemble des habitants du village, tandis que les autres villages mitoyens n'ont pas reçu l'agrément de marché rural de bois. Cette situation d'inégalité au regard des droits d'accès et d'usage des ressources forestières a créé des tensions entre les villages, et parfois des conflits très durs qui sont passés en justice, du fait des incursions des bûcherons du village siège du marché rural dans les autres territoires villageois pour y trouver des ressources qu'ils ne trouvaient plus en suffisance dans leur propre village.

Le lien récursif entre la conservation de l'environnement et la réduction de la pauvreté mérite donc d'être questionné (Kabala, 1994 ; Reardon et al., 1995 ; Duraiappah, 1998 ;

Forsyth et al., 1998 ; Rodary et al., 2003 ; Way, 2006 ; Rodary, 2008). Il l'a été notamment par des géographes qui ont une longue tradition d'analyse des facteurs qui influencent la gestion des ressources par l'homme et les interactions nature-société (Lambin et al., 2001 ; Rossi, 2003), et ceci sur tous les continents du grand Sud : en Afrique (Kabala, 1994 ; Moseley, 2001 ; Logan et al., 2002 ; Demaze, 2010), en Amérique Latine (Bebbington, 1999 ; Ravnborg, 2003 ; Swinton et al., 2003), et en Asie (Broad, 1994 ; Parikh, 2003).

Dans son ouvrage *“L'ingérence écologique. Environnement et développement rural du Nord au Sud”*, Georges Rossi questionne fortement ce lien (Rossi, 2003). Il nous invite notamment à réfléchir sur le fait que ce lien entre conservation de l'environnement et développement au Sud est pour lui un produit de l'Occident. Cela doit nous amener selon lui à remettre en question la façon dont la notion d'environnement (qu'il considère comme un “mythe” exporté) a été intégrée au développement des pays du Sud. Il y a quelques faiblesses à son argumentation dont celle de ne faire qu'évoquer les questions de pouvoir, à toutes les échelles, dans cette mise en cause du développement et de la place qu'y tient l'environnement. De fait, il limite ses exemples aux interventions selon lui “déstructurantes” de l'Occident dans des régions spécifiques, souvent marginales à l'intérieur des États du Sud, et néglige quelque peu celles d'autres États développés ou émergents mais plus encore celles des groupes dominants au sein de ces états du Sud. En ce sens, il ne va pas aussi loin que le courant de la *Political Ecology* qui prend explicitement en compte tous les rapports de pouvoir aux différentes échelles dans les relations humain-environnement. Mais sa réflexion est intéressante dans le sens où elle invite à reconsidérer la prétendue co-évolution entre l'environnement et le développement en démontrant comment les grands organismes internationaux ou nationaux qui traitent cette question ont besoin de schémas opérationnels et de boîtes outils polyvalents leur permettant d'intervenir en des régions différentes tout en gardant leur propre cohérence politique et administrative, autour d'une rhétorique bien huilée à l'échelle globale mais pas forcément opératoire à l'échelle locale.

S'il est donc admis qu'il existe des liens importants entre les changements environnementaux et le bien-être des populations qui dépendent des ressources naturelles ou des biens et services écosystémiques, en revanche, la nature de cette relation demeure imprécise et nécessite d'être explicitée. Tout d'abord, un certain nombre de recherches de terrain tendent à remettre en question la portée générale du lien causal entre pauvreté et

dégradation des ressources, de la même manière qu'Ester Boserup a remis en question les liens de causalité malthusiens entre les méthodes agraires et la taille de la population (Boserup, 1965) : (Ives et al., 1989 ; Tiffen et al., 1994 ; Rocheleau et al., 1995b ; Fairhead et al., 1996 ; Forsyth, 1996 ; Leach et al., 1996 ; Adams et al., 1997 ; Preston et al., 1997 ; Scherr, 2000).

L'environnement est aujourd'hui au moins autant menacé par les riches que par les pauvres, ainsi que l'ont montré entre autre Bill Moseley dans le cas de la gestion de la fertilité en zone cotonnière du Mali (Moseley, 2005), ou Leslie Gray toujours dans le cas de la gestion des sols au sud-ouest du Burkina Faso où elle montre que les exploitants les plus riches cultivent des terres plus grandes, ont moins d'arbres dans leurs champs et utilisent davantage la traction animale que les pauvres, ce qui les conduit à des taux de fertilité des sols plus bas, tandis que les pauvres peuvent développer des pratiques qui sont plus précautionneuses de l'environnement mais, du fait de leur mise à l'écart des institutions qui gèrent les droits d'accès aux ressources, peuvent avoir des conditions d'existence qui en sont sérieusement affectées (Gray, 2005). Il a également été démontré d'autre part que la croyance selon laquelle on pouvait ralentir sinon stopper la dégradation de l'environnement simplement en apportant du développement dans les pays du Sud était en partie basée sur des hypothèses par trop optimistes (Angelsen, 1997 ; Scherr, 2000).

Si le lien entre pauvreté et dégradation de l'environnement est complexe, il n'en demeure pas moins vrai que de nombreux pauvres dans les pays du Sud, notamment ceux qui n'ont pas de droits d'accès à la terre, dépendent en grande partie de l'usage des ressources naturelles, et donc des droits d'accès et d'usage à ces ressources, pour leurs conditions d'existence. Il ne s'agit pas du reste que des usagers primaires des ressources, mais également des pauvres qui vivent de leur commerce, de ceux qui les conditionnent et de ceux qui les consomment, y compris en milieu urbain (Byron et al., 1999). Dans les études que mes collaborateurs et moi avons menées sur les filières bois énergie, fourrage et lait autour de Bamako, nous avons pu observer que les pauvres se sont ainsi saisis de toutes les possibilités de travail le long de ces filières informelles : récolte, conditionnement, transport en vélo, vente en ville.



	
<p>Femme réalisant une petite meule pouvant lui procurer 5 sacs de 70 kg de charbon pour subvenir à ses besoins alimentaires (Kaka, pays Mandingues, août 2003). Photo : Faty Mbodj</p>	<p>Jeune fille transportant en ville des feuilles de <i>Detarium senegalensis</i> récoltée dans les brousses périphériques pour l’embouche des petits ruminants (Bamako, mai 2006). Photo : Gwenaëlle Raton</p>

Figure 8 : Femmes maliennes saisissant l’opportunité d’une filière d’approvisionnement de la ville pour améliorer leurs conditions d’existence

Considérant la diversité des liens qui unissent pauvreté et environnement, Arild Angelsen et Sven Wunder ont identifié cinq manières d’appréhender les bénéfices que les pauvres peuvent tirer des ressources naturelles (Angelsen et al., 2003). Une première approche consiste à considérer les groupes d’usagers bénéficiaires ; une deuxième est d’évaluer les types de biens et services fournis par les écosystèmes exploités ; une troisième est de distinguer les différents rôles de l’usage des ressources dans les économie des ménages ou dans les stratégies d’amélioration des conditions d’existence (économie de subsistance vs apport de revenus monétaires, usage en période de soudure vs usage régulier) ; une quatrième se réfère au mode de gestion des ressources, de simple extractivisme à l’aménagement et éventuellement à la plantation ; et enfin, la cinquième distingue les produits à forte et faible valeur ajoutée.

Tous ces cinq facteurs ont une influence importante sur la réduction de la pauvreté potentielle à laquelle peuvent contribuer l’usage et la gestion des ressources naturelles. En les croisant, on peut ainsi avoir une idée de l’importance de la préservation de l’environnement et de la biodiversité dans les conditions de vie des populations qui en dépendent. Cette approche pose la question même de la manière dont on appréhende la pauvreté, à savoir statique et dépolitisée, pour évaluer l’importance de la préservation de l’environnement dans sa réduction.

3.1.4. De la complexité du concept de pauvreté pour traiter des liens entre conservation de l'environnement et conditions d'existence

L'usage et la commercialisation des ressources naturelles dépendant d'un certain nombre de droits d'accès et d'usage et des biens et services que l'on peut obtenir grâce à ces droits, on comprend aisément que l'on ne peut appréhender la contribution de l'environnement à la réduction de la pauvreté uniquement par une approche monétaire ou même une approche par les moyens de base qui ne prennent pas en compte explicitement le contexte (politique, historique, agroécologique et socio-économique) qui influe sur la capacité et la liberté qu'ont les individus à faire valoir leurs droits.

L'analyse des conditions d'existence en relation avec l'établissement de ces territoires de conservation et de développement renvoie ainsi à une évaluation économique, politique, sociale et culturelle des allocations de main-d'œuvre, de terre, de capital et autres ressources personnelles, collectives et institutionnelles reliées à l'environnement (Blaikie et al., 1987 ; Friedmann et al., 1993).

La définition la plus basique de la pauvreté est basée sur les revenus et la richesse économique. Dans cette définition matérialiste héritée des économistes classiques comme Adam Smith ou David Ricardo, l'état de pauvreté correspond à un manque, absolu ou relatif, d'argent ou de biens matériels. Si cette définition a évolué depuis les années 1970, elle est encore couramment utilisée parce qu'elle est une première base de réflexion sur l'état de pauvreté des gens, assez facile à mettre en œuvre sur le terrain, par des enquêtes socio-économiques auprès des usagers des ressources, et ce même s'il est tout à fait arbitraire de déterminer un état de pauvreté par un niveau de revenu.

Dans les recherches auxquelles j'ai contribué au Mali sur le niveau de vie des populations qui dépendent des ressources naturelles, nous nous sommes bien souvent limités à une évaluation purement économique et financière de ce niveau de vie, en prenant bien soin toutefois de tenir compte également des revenus non monétaires, liés notamment à l'autoconsommation de productions alimentaires mais également de produits issus des formations naturelles (Hautdidier et al., 2005 ; Anjuère et al., 2008 ; Samaké et al., 2008).

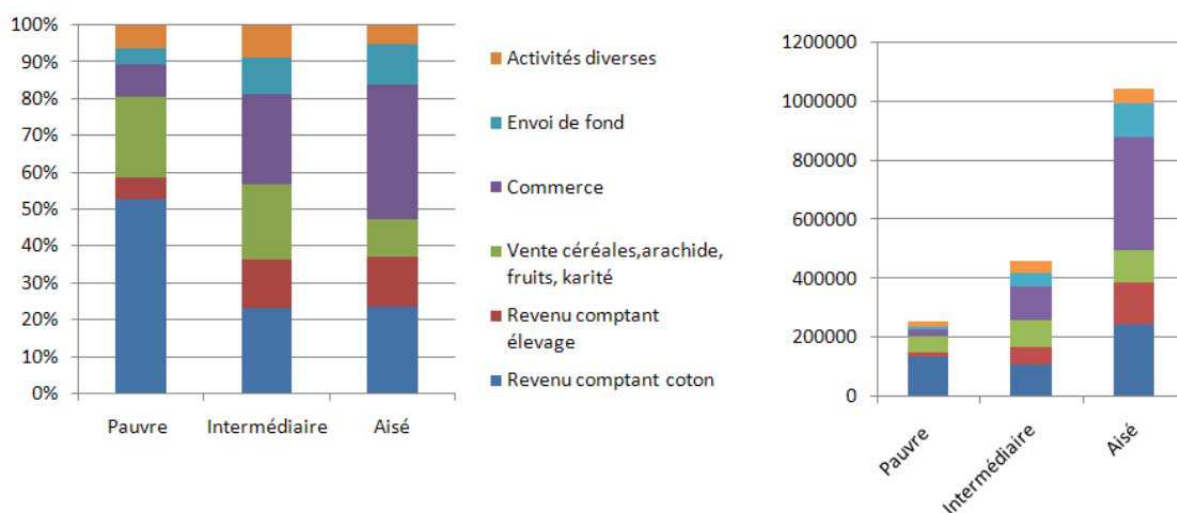


Figure 9 : Répartition en valeur et pourcentage des sources de revenus monétaires des ménages dans la commune Djiguiya Koloni dans le Sud-Ouest du Mali (Gautier et al., à paraître)

Un des points essentiels de cette évaluation de la pauvreté par les revenus est de savoir si on la réalise par une estimation des flux (comme par exemple les ventes des cultures ou du bétail) ou des stocks (comme par exemple la location ou le prêt de terres à d'autres) (Ravallion, 1992 ; Reardon et al., 1995 ; Dasgupta, 1998). Un autre point qui a soulevé beaucoup de débats méthodologiques au cours de mes travaux au Mali, au cours de discussion que j'ai eues avec des économistes du CIRAD et de l'IRD, est de savoir si on appréhende cette évaluation par les revenus et par les dépenses, compte-tenu des incertitudes pesant sur les déclarations de revenus.

Ma position est que, quand cela est possible, l'évaluation du niveau de vie par les dépenses donne une meilleure idée du niveau de pauvreté monétaire de l'enquêté. La prise en compte de l'économie non-monétaire reste par contre un véritable défi, notamment dans les zones pastorales où il est très difficile de pouvoir évaluer avec les éleveurs les quantités de produits animaux autoconsommées, mais aussi partout pour ce qui concerne la consommation de ressources non produites.

Ces définitions de la pauvreté basées sur les revenus ont été largement critiquées dans les années 1970 pour être trop restrictives, notamment dans le contexte des pays en voie de développement. Le débat sur l'évaluation de la pauvreté a graduellement glissé des revenus aux besoins de base des groupes cibles de pauvres. Le concept de pauvreté a été étendu aux questions de développement humain, incluant la santé, l'éducation et la nutrition, passant

ainsi de la notion de “subsistance” à celle de “besoins de base”. Deux éléments ont été inclus dans cette définition : (1) les besoins de consommation minimum (de la nourriture appropriée, un toit, des habits ainsi qu’un certain équipement et ameublement ménager) ; et (2) les services essentiels fournis par et pour la communauté au sens large, comme l’eau potable, l’hygiène, le transport public, les services de santé, l’éducation et l’accès à la culture. En milieu rural, les besoins de base incluent également la terre, les outils aratoires, et le droit d’exploitation agricole.

L’indice de Développement Humain est une tentative importante d’élargir le nombre d’indicateurs tout en maintenant les avantages de la quantification et donc les possibilités de comparaison entre pays, ce qui l’a fait adopter par le PNUD¹⁸ qui le publie annuellement pour tous les pays. Pour les gens qui dépendent en grande partie de l’exploitation des ressources naturelles, cet indice est une réelle avancée, par rapport à une évaluation économique. Les personnes qui vivent en des lieux enclavés où la ressource reste abondante peuvent en effet avoir un accès aisé à la nourriture et aux produits forestiers ou pastoraux, et même avoir des revenus monétaires importants ; en revanche, l’absence ou la faiblesse des services éducatifs ou sanitaires peuvent les mettre dans un état important de pauvreté. On peut toujours opposer que le choix des indicateurs particuliers de l’IDH tout comme le poids relatif des trois indicateurs (revenus, éducation et santé) demeurent arbitraires (Ravallion, 1997), il n’en demeure pas moins que l’indice IDH a constitué une avancée dans l’évaluation de la pauvreté et donne de premières indications sur les conditions d’existence.

Cependant des critiques ont été émises, notamment de la part des environnementalistes, contre l’idée que la croissance économique pouvait subvenir à tous les besoins humains fondamentaux (Meadows et al., 1972), qui ont eu des implications sur le concept de pauvreté lui-même. Au cours des années 1970 et 1980, les capitaux humain¹⁹ et naturel²⁰ sont venus se rajouter au capital financier et monétaire²¹ ainsi qu’au capital physique²²

¹⁸ Programme des Nations Unies pour le Développement

¹⁹ Ensemble des connaissances, compétences, capacités au travail et données d’expérience que possèdent les individus et qui leur permettent de poursuivre avec succès leurs stratégies de développement. Investir dans l’éducation, les soins de santé et la formation professionnelle peut accroître le capital humain.

²⁰ Le capital naturel comprend les stocks de ressources naturelles (sol, eau, air, ressources génétiques, etc...) et les services environnementaux (cycle hydrologique, puits de carbone, etc...) desquels les flux de ressources et les services utiles aux conditions d’existence sont tirés.

²¹ Le capital financier ou monétaire est constitué des ressources provenant de l’épargne ou de l’emprunt et destinées à acquérir des actifs réels

²² Le capital physique est constitué de l’ensemble des actifs productifs, actifs ménagers et stocks détenus par

comme piliers de l'amélioration du bien-être. Cette avancée a fourni les bases pour intégrer la gestion des ressources naturelles dans la discussion sur "les besoins de base" et la réduction de la pauvreté.

Aux cours des années 1990, se sont également rajoutées les notions de "capital social" et de "capital culturel" sur les traces de Pierre Bourdieu qui a défini le *capital social* comme un « agrégat des ressources réelles ou potentielles qui sont liées à la possession d'un réseau durable de plus ou moins de rapports institutionnalisés de la connaissance et de l'identification mutuelles » (Bourdieu, 1986) et le *capital culturel* comme l'ensemble des ressources culturelles dont dispose un individu : incorporées (savoir et savoir-faire, compétences, forme d'élocution, etc.), objectivées (possession d'objets culturels) et institutionnalisées (titres et diplômes scolaires) (Bourdieu, 1980), auxquels il a même ajouté le *capital symbolique* qui désigne toute forme de capital (culturel, social, ou économique) ayant une reconnaissance particulière au sein de la société ²³ (Bourdieu, 1994).

C'est surtout la notion un peu floue de capital social qui a permis de faire évoluer la définition de la pauvreté. Robert Putnam la définit comme se référant à « la valeur collective de tous les "réseaux sociaux" et les inclinations qui résultent de ces réseaux pour faire des choses l'un pour l'autre » (Putnam, 2000). Nan Lin la définit comme « l'investissement dans des relations sociales avec des retours prévus dans le marché » (Lin, 2001). Même floue, c'est donc une notion qui permet d'inclure les interrelations sociales, les réseaux de solidarité, les relations de don - contre-don, etc... dans la définition de la pauvreté. Celle-ci peut ainsi être catégorisée suivant le manque du type de capital dont souffre la personne ou le ménage (Reardon et al., 1995).

Parallèlement à ces travaux sur le capital physique, social, culturel et symbolique, les recherches d'Amartya Sen sur les "capabilités" ont également fortement influencé l'évolution du concept de pauvreté (Sen, 1984 ; Sen, 1985). Le terme de "capabilités" a été utilisé par Sen pour désigner la capacité d'accomplir certains fonctionnements de base, ce qu'une personne est capable de faire et d'être. Cela comprend le fait d'être nourri de façon

l'individu

²³ « J'appelle capital symbolique n'importe quelle espèce de capital (économique, culturel, scolaire ou social) lorsqu'elle est perçue selon des catégories de perception, des principes de vision et de division, des systèmes de classement, des schèmes classificatoires, des schèmes cognitifs, qui sont, au moins pour une part, le produit de l'incorporation des structures objectives du champ considéré, c'est-à-dire de la structure de la distribution du capital dans le champ considéré. » (Bourdieu, *Raisons pratiques*, 1994, p 161)

satisfaisante, d'être confortablement habillé, d'éviter la morbidité à laquelle on peut échapper et la mortalité évitable, de mener sa vie sans honte, d'être capable de rendre visite et de recevoir ses amis, de suivre ce qui se passe et ce que les autres sont en train de dire (Sen, 1987 ; Dréze et al., 1989). La qualité de la vie est vue en termes d'activités appréciées et de capacité à choisir et à accomplir ces activités. Les capabilités renvoient ainsi à la liberté d'agir et d'être d'une personne à une époque et dans une société donnée.

Les capabilités dérivent de commodités (biens et services) et sont liées à des fonctionnements (*functionings*). Un fonctionnement doit être considéré comme une réalisation (*achievement*), alors qu'une capabilité est la possibilité de concrétiser cette réalisation (*ability to achieve*). L'un est lié aux conditions de vie, l'autre est une notion de liberté (Sen, 1987). Les relations entre les fonctionnements et les commodités (biens et services) sont influencées par trois facteurs de conversion :

- (i) Caractéristiques personnelles (métabolisme, condition physique, sexe, éducation, intelligence...);
- (ii) Caractéristiques sociales (politiques publiques, normes sociales, pratiques discriminatoires, rôles liés au genre, hiérarchies sociales, relations de pouvoir) ;
- (iii) Caractéristiques environnementales (climat, infrastructures, institutions, biens publics).

C'est sous cette double influence, bien que critiquée du fait de ses imperfections²⁴, que s'est développée une troisième acception du concept de pauvreté, comme une privation des capabilités, renvoyant à ce que nous pouvons faire ou non et à ce que nous pouvons être ou non. Cette définition inclut les manques matériels, mais va plus loin en intégrant les capabilités humaines, comme les compétences ou les aptitudes physiques mais aussi le respect mutuel en société. Les acteurs peuvent alors être considérés comme étant en état de pauvreté quand ils sont privés de revenu et d'autres ressources nécessaires pour obtenir les conditions d'existence –les repas, biens matériels, aménités, et services- qui leur permettent de jouer leurs rôles, remplir leurs obligations et participer dans les relations et coutumes de leur société (Townsend, 2006).

C'est en s'appuyant sur cette troisième acception de la pauvreté et en particulier sur les

²⁴ Townsend (2006) reproche notamment à l'approche "capabilités" de s'appliquer aux individus et non aux groupes ou aux nations collectivement, ainsi que de ne pas s'intéresser aux causes structurelles des capabilités pour les riches et les puissants.

travaux de Sen ainsi que sur les travaux sur le capital social que se sont développés le concept de “conditions d’existence viable” (*sustainable livelihood*) (Chambers et al., 1991) et l’approche des “conditions d’existence viable en milieu rural” (Scoones, 1998) qui permettent de mettre en relation un large ensemble de problématiques qui intègrent l’essentiel du débat sur les relations entre pauvreté et environnement.

Le concept de “conditions d’existence viable” est basé sur les idées de capabilité, d’équité et de viabilité, les trois étant à la fois une finalité et un moyen. Pour Chambers et Conway (1991), une condition d’existence comprend les capacités des personnes, leurs moyens d’existence (incluant des ressources tant matérielles que sociales, comme de la nourriture, des revenus et de capitaux (*assets*)), ainsi que les activités nécessaires pour assurer les moyens d’existence.

Ces auteurs considèrent qu’une condition d’existence est viable quand elle peut faire face et récupérer des stress et des perturbations extérieures, maintenir voire accroître ses capacités et capitaux, sans pour autant porter atteinte au capital en ressources naturelles. La capacité qu’ont les personnes de poursuivre différentes stratégies d’existence -telles que l’intensification/extensification, la diversification des activités ou la migration- va ainsi dépendre des capitaux matériels et sociaux, tangibles (ressources et réserves) et intangibles (droits d’accès revendiqués et acquis) qu’ils ont en leur possession.

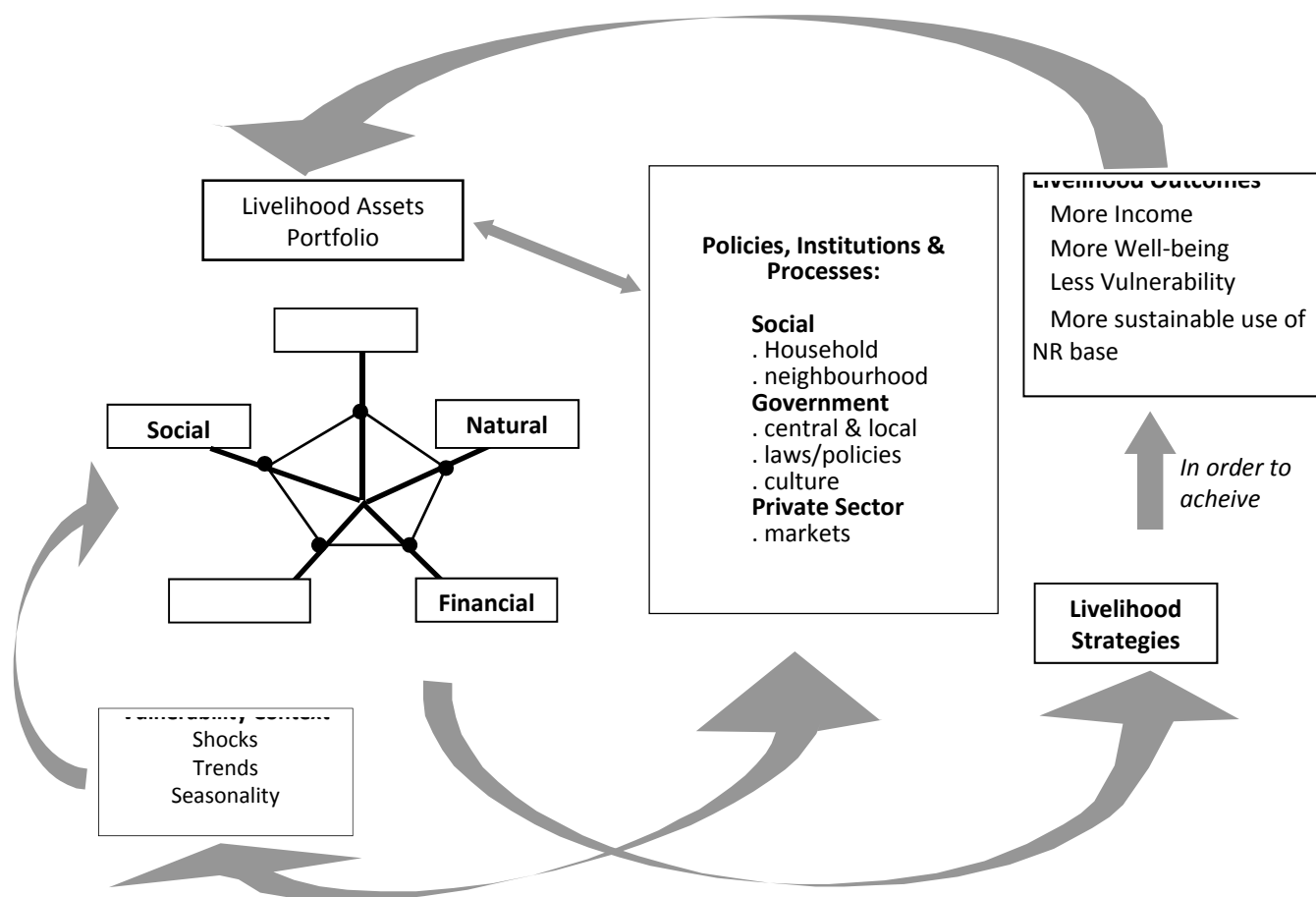


Figure 10 : Cadre des conditions d'existence viables (source : adapté de (Lowe et al., 2001))

Selon Ian Scoones (1998), cette définition des conditions d'existence viable peut être déclinée en cinq dimensions qui renvoient chacune à une large littérature scientifique sur la pauvreté : les trois premières sur les conditions d'existence, reliant les problématiques du travail et de l'emploi et celle de la réduction de la pauvreté à des problèmes plus larges de sécurisation, de bien-être et de capacités ; les deux dernières rajoutant une dimension de viabilité, considérant notamment la vulnérabilité des conditions d'existence et la résilience des écosystèmes dont elles dépendent en partie :

1. La capacité d'une particulière combinaison de stratégies d'existence de créer des emplois rémunérateurs pendant une certaine période de l'année, qu'ils soient liés à de la production de subsistance, du travail en dehors de l'exploitation ou de la location de sa force de travail ;
2. Le niveau de pauvreté, qu'il soit mesuré de façon absolue par des niveaux de revenus ou des dépenses ou en termes de pauvreté relative ou d'inégalité (coefficient de Gini), combiné avec des indicateurs plus qualitatifs de conditions d'existence

(Greeley, 1994 ; Schaffer, 1996) ;

3. Le bien-être et les capacités qui, intégrés à l'analyse de la pauvreté et des conditions d'existence doivent permettre aux gens de définir eux-mêmes les critères qu'ils considèrent comme importants pour des conditions d'existence viables, y compris des notions comme l'estime de soi, la sécurité, le bonheur, le stress, la vulnérabilité, le pouvoir, l'exclusion, aussi bien que des notions plus matérielles (Chambers, 1997) ;
4. L'adaptabilité et la résilience des conditions d'existence, les personnes qui sont incapables de faire face, par des ajustements temporaires, ou de s'adapter, par des modifications de long terme dans les stratégies de vie, étant inévitablement vulnérables et peut enclines à atteindre des conditions d'existence viables (Davies, 1996) ;
5. La durabilité des ressources naturelles qui renvoie à la capacité d'un système à maintenir sa productivité quand il est sujet à des perturbations, que ce soit des stress, correspondant à des perturbations de faible amplitudes, régulières, prédictibles avec un effet cumulatif, ou des chocs, correspondant à des perturbations fortes, imprédictibles avec un impact immédiat.

Scoones reconnaît lui-même que cette définition des conditions d'existence viables amène inévitablement à soulever des contradictions et des arbitrages entre les cinq éléments qui la composent. Différentes personnes auront nécessairement des points de vue différents sur les indicateurs prioritaires et, quand les conflits surgissent, sur les choix qui doivent être opérés. L'avantage de désagréger la définition de conditions d'existence viable en indicateurs est de rendre ces choix plus explicites, offrant ainsi la possibilité entre différentes options pour toutes politiques de développement ou d'aménagement qui ont pour objectif la viabilité des conditions d'existence.

Cette approche des conditions d'existence durable est à rapprocher de celle communément appelée des "cinq capitaux" : naturel, humain, social, physique, financier (Carney, 1998 ; Scoones, 1998 ; Bebbington, 1999). Les praticiens du développement doivent ainsi considérer tous les facteurs qui sont importants pour la vie quotidienne des pauvres. Selon Carney (1998), seule une telle évaluation holistique est à même de « construire sur les facteurs positifs que les gens ont déjà à leur portée » et de rendre compte complètement de

toutes les options qui existent pour lutter contre la pauvreté, la réduction de la pauvreté pouvant alors être comprise comme un processus donnant une « plus grande liberté de choix » dans une optique multidimensionnelle (Sen, 2001).

Ces différentes définitions de la pauvreté par des chercheurs ou des praticiens du développement, qui ont pour but d'estimer objectivement celle-ci sur la bases d'indicateurs de bien-être standardisés, ne sauraient toutefois occulter qu'il y a une dimension également subjective à la pauvreté (on est pauvre car on se considère comme tel) (Narayan et al., 2000) et que cette dimension peut jouer dans les processus de marginalisation de gens ou de groupes sociaux.

Par ailleurs, Ian Scoones lui-même appelle à une re-dynamisation de la notion de conditions d'existence durable pour qu'elle intègre plus efficacement les questions de connaissance, de politique et de pouvoir, d'échelles liant le niveau local au global et de dynamiques de long terme (avec des conditions d'existence stables, durables, résilientes et robustes face aux perturbations externes et aux stress internes) (Scoones, 2009).

Il n'est pas question bien sûr d'abandonner l'engagement de base des analyses de conditions de vie situées, ancrées dans des contextes locaux, et orientées sur la pauvreté. Mais l'approche des conditions d'existence viable amène inévitablement à étudier les conséquences des efforts de développement à micro-niveau, auxquels s'expriment les particularités des conditions d'existence des pauvres, puis de mettre ce micro-niveau en lien avec des cadres politiques et institutionnels de niveaux plus larges (communal, régional, national, international), ce qui permet de mettre en évidence l'importance des arrangements institutionnels et de gouvernance complexes et les relations clés entre les conditions d'existence, les relations de pouvoir et la politique (Scoones et al., 2003).

Une redynamisation de la perspective des conditions d'existence durable passe ainsi pour Ian Scoones par une prise en compte des changements d'échelle dynamiques et par une place plus importante pour les considérations sur le savoir, le pouvoir, les valeurs et les dynamiques politiques, ce qui revient à relier les dynamiques naturelles et sociales observées au niveau local à des structures politico-économiques de niveaux supérieurs qui jouent sur les relations de pouvoir au niveau local, ainsi que le propose la *Political Ecology* (Peet et al., 1996a), en particulier dans ses travaux sur les systèmes agroalimentaires (McMichael, 1994 ; Goodman et al., 1997).

Une deuxième approche de la pauvreté, en lien avec l'environnement, s'est développée parallèlement à celle des "conditions d'existence viable", toujours sur les bases des travaux de Sen. Il s'agit de l'approche des "*entitlements*", qui a été décliné par Leach, Mearns et Scoones (1997 et 1999) en une approche des "*environmental entitlements*", la dimension environnementale ayant été peu prise en compte par Sen ainsi que relevé par Fabrice Flipo (Flipo, 2005).

Je ne m'étendrai pas beaucoup sur cette approche. D'une part, elle a pour base les travaux les plus originaux, mais aussi les plus complexes, de Sen sur la pauvreté, avec un vocabulaire spécifique qu'il n'est pas évident d'opérationnaliser sur le terrain. D'autre part, cette approche a bien été développée par Baptiste Hautdidier, un des étudiants que j'ai encadrés en thèse ; je renverrai donc à la lecture de sa thèse (Hautdidier, 2007)²⁵, pour des développements plus conséquents sur cette approche. Il est cependant nécessaire de dire quelques mots sur cette approche, quoique complexe, dans la mesure où elle représente un corpus théorique important dans l'évolution de la pensée sur les relations entre les conditions d'existence et l'environnement.

S'intéressant empiriquement à plusieurs famines du XX^{ème} siècle et s'attachant à déterminer finement leurs mécanismes supposés, Sen est arrivé à démontrer que le déterminisme d'une famine (étudiée tout particulièrement à travers ses conséquences en termes de morts précoces) ne tenait pas nécessairement à une simple baisse de la disponibilité en nourriture d'une région donnée mais trouvait une partie de son explication dans la présence de facteurs institutionnels particuliers. Pour arriver à ces conclusions, Sen a mis en place un cadre analytique au niveau des ménages basé sur les notions d'*entitlements* et d'*endowments*.

Les *entitlements* d'un individu ou d'un ménage correspondent à l'ensemble des marchandises disponibles qu'il peut obtenir en fonction des droits qu'il détient, et sur lesquels il peut établir sa maîtrise en utilisant ses dotations (*endowments*) et la carte des droits à l'échange (*entitlement mapping*), qui reflètent à la fois les possibilités et les conditions d'échange et de production (Sen, 2001). Par exemple, l'*entitlement* de la nourriture d'un ménage correspond à la nourriture que le ménage peut commander ou obtenir grâce à la production, l'échange, ou des conventions légitimes informelles comme

²⁵ http://pastel.paristech.org/3843/01/HAUTDIDIER_Baptiste.pdf

les relations de réciprocité ou les obligations parentales (Dréze et al., 1989). Pour cela, un ménage peut avoir des dotations (*endowment*) qui comprennent : des investissements dans des capitaux productifs, du stock de nourriture ou de monnaie, et des possibilités de faire valoir leurs droits vis-à-vis des autres ménages, des patrons, du gouvernement, ou de la communauté internationale (Bebbington, 1999). Les dotations dépendent ainsi de la capacité d'un ménage à produire des surplus qu'il peut stocker, investir dans des capacités productives et des marchés et utiliser dans l'entretien de ses relations sociales (Berry, 1993 ; Ribot et al., 2003).

Les travaux de Sara Berry en Afrique de l'Ouest démontrent notamment combien il est important pour les gens d'investir dans les relations sociales pour acquérir un accès aux ressources. Elle démontre que du fait que l'accès aux ressources dépende en partie de la capacité des personnes à négocier avec succès, ceux-ci tendent à investir tout autant dans des moyens de négociation que dans des moyens de production (Berry, 1993 : 15). Elle démontre également que le maintien des droits d'accès aux ressources grâce aux relations sociales requière un investissement important dans les institutions comme moyen d'accès potentiel (Berry, 1989), au point de considérer que les institutions sont en partie maintenues par l'investissement actif de personnes en elles, voire n'existent qu'à cause d'elles.

Les cadres d'analyse de Sen ont eu un impact certain, que ce soit dans le domaine de la recherche académique ou du développement. Outre leur apport sur l'évolution de la définition de l'Indice de Développement Humain (Cf. supra), c'est essentiellement en Europe du Nord que l'approche de la pauvreté par les *entitlements*, et en relation avec l'usage des ressources naturelles, a été la plus débattue, tout particulièrement dans les pays scandinaves, aux Pays-Bas (Dietz, 1996) et au Royaume Uni (Devereux, 1996). C'est ainsi qu'en Angleterre, un collectif d'auteurs, affilié à l'IDS (*Institute of Development Studies*) a élaboré une réflexion originale basée sur les concepts de Sen et orientée sur les problématiques environnementales, en partant d'une critique des approches communautaires en matière de gestion des ressources naturelles (Leach et al., 1997 ; Leach et al., 1999 ; Leach et al., 2001), approche qui n'a eu que peu d'impact dans le monde de la recherche pour le développement et notamment au CIRAD.

Sans reprendre un schéma et une formulation mathématique sous forme de vecteurs et de matrices dans la lignée de Sen, ces auteurs reprennent à leurs comptes les concepts de

dotation (*endowment*) et de carte des droits à l'échange (*entitlement mapping*) pour les lier d'une part à des biens et des services environnementaux, et d'autre part à des capacités. La médiation entre ces différents niveaux est assurée par des institutions, compris comme "des régularités [*regularized patterns*] de pratiques". « Les *environmental entitlements* font référence à un ensemble d'utilités alternatives dérivées des biens et services environnementaux sur lesquels les acteurs sociaux ont une maîtrise légitime effective et qui contribuent à atteindre le bien-être » (Leach et al., 1999: 233).

Dans cette définition, les auteurs font trois innovations : (1) ils étendent le concept d'*entitlements* de Sen de l'individu ou du ménage au niveau de n'importe quels acteurs sociaux, individus ou groupes, permettant ainsi à l'analyse environnementale de se situer au niveau de l'unité sociale la plus pertinente ; (2) ils s'appuient encore sur les travaux de Sen pour montrer que les *environmental entitlements* accroissent les capacités des gens, c'est-à-dire ce que les gens peuvent faire ou être grâce à leurs *entitlements* ; (3) ils étendent le concept des droits de telle sorte que les choses puissent être revendiquées (éventuellement en contestant les droits revendiqués par d'autres, ce que n'avait pas pris en compte Sen) plutôt que simplement "légalement détenues".

La lecture des rapports entre la société et l'environnement que proposent Leach, Mearns & Scoones (1999) par le schéma ci-joint est fondamentalement dynamique.

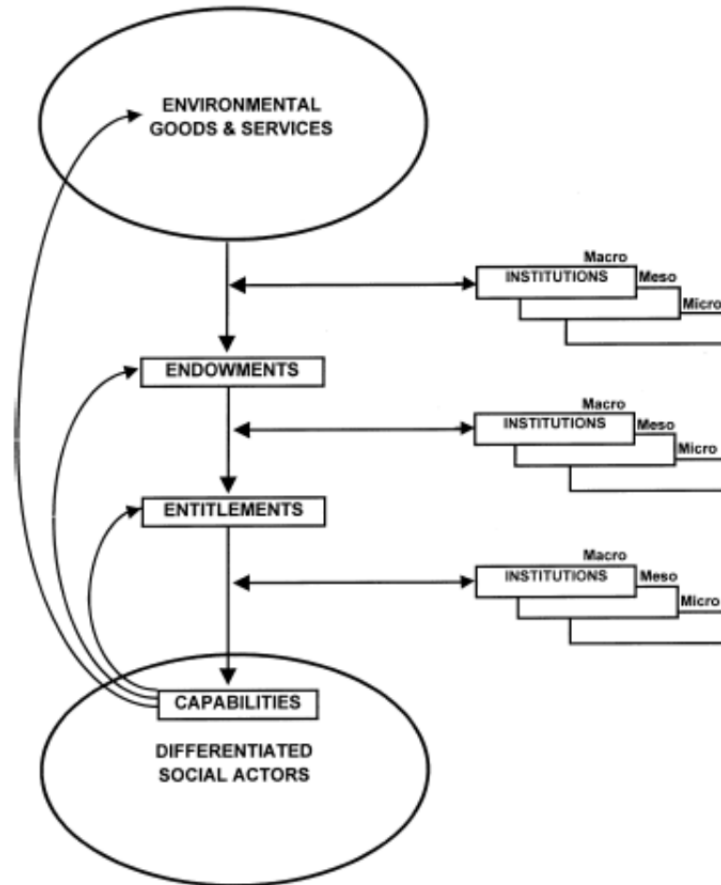


Figure 11 : Cadre des *entitlements* environnementaux (source : Leach et al., 1999)

Ainsi, les dotations telles que les ressources naturelles qui ne sont pas classiquement détenues par les ménages peuvent-elles néanmoins leur être accessibles par des relations sociales qui peuvent renvoyer à de la coopération, de la compétition, ou des conflits dont la résolution fait appel à des systèmes de légitimation autres que la loi étatique (Ribot et al., 2003). Ainsi, les évolutions d'une ressource en fonction de l'avancement d'une saison modifient-ils les *entitlements* d'un acteur donné. Une fois certaines capacités assurées, les acteurs peuvent voir leurs attributs personnels modifiés, ce qui en retour peut ouvrir la voie à des modifications d'*endowment* et d'*entitlement*. Inversement, une évolution défavorable de la ressource suite à un choc extérieur peut avoir des conséquences négatives sur les *entitlements* eux-mêmes.

Les deux approches élargies de la pauvreté, par les conditions d'existence viable et par les *entitlements*, présentent des points en commun : 1) elles débutent avec l'unité soumise à des risques (individus, ménages ou groupes sociaux) ; 2) elles s'intéressent ensuite aux

dommages évitables auxquels cette unité est soumise ; 3) elles considèrent les dotations ou capitaux de l'unité comme étant la base de sa sécurité et de sa vulnérabilité ; 4) elles analysent les causes de la vulnérabilité dans l'organisation locale de la production et d'échanges, aussi bien que dans l'environnement biophysique, social et politico-économique plus large. Elles diffèrent par l'échelle de l'unité vulnérable à laquelle elles s'intéressent et qu'elles analysent, ainsi que par le spectre des facteurs que les analystes considèrent comme affectant l'unité soumise aux perturbations, l'approche par les conditions d'existence étant beaucoup plus large.

Mais elles démontrent toutes deux que les interactions pauvreté-environnement ne sont pas une simple relation de réciprocité, mais sont médiatisées par tout un ensemble d'institutions sociales. La compréhension de ces relations entre pauvreté et environnement nécessite de s'intéresser à des problématiques comme l'accès aux ressources (capitaux, terre, travail, crédits, marchés), les dynamiques institutionnelles (les systèmes fonciers, les modes de gouvernances) et la vulnérabilité.

Il est intéressant de noter que chacune de ces deux approches héritières des travaux de Sen sur la pauvreté nous convie à travailler sur la notion de vulnérabilité (des individus, des ménages, des sociétés, ou même des systèmes socio-écologiques (Turner II et al., 2003) ou des territoires (D'Ercole et al., 2009)), plutôt que de s'attaquer directement à la notion de pauvreté qui est difficile à apprécier, car complexe, multidimensionnelle et surtout subjective. Pour Jesse Ribot, ces approches fournissent toutes deux un répertoire puissant d'outils d'analyse de la vulnérabilité (Ribot, 2010).

3.1.5. Du concept de pauvreté à celui de vulnérabilité pour traiter des liens entre conservation de l'environnement et conditions d'existence

Les liens entre la pauvreté et la vulnérabilité sont complexes. Historiquement, la vulnérabilité était considérée comme un concept dynamique qui intégrait la notion de changement, tandis que le concept de pauvreté était perçu comme plus statique (Moser, 1998). Toutefois, la prise de conscience progressive que la pauvreté est elle-même dynamique, et que certains pauvres ne sont pas pauvres à vie a conduit à une certaine convergence entre les deux concepts.

La pauvreté, comprise comme une privation des capacités de base (Dhanani et al., 2002) est une des dimensions de la vulnérabilité, mais pas la seule. Si on prend comme première définition de la vulnérabilité l'ensemble des caractéristiques et de la situation d'une personne ou d'un groupe qui influencent leurs capacités à anticiper, faire face, résister et se rétablir après l'impact d'un aléa (Wisner et al., 2004), on peut considérer que, dans la mesure où les pauvres souffrent souvent d'un accès aux ressources, tant naturelles que sociales, et d'accès au pouvoir politique, pour réduire leur vulnérabilité aux désastres naturels ou aux chocs économiques et sociaux, alors la pauvreté contribue grandement à la vulnérabilité des individus ou des groupes sociaux. Ainsi, les pauvres sont-ils généralement les plus vulnérables, du fait qu'ils demeurent exclus des accès aux services, réseaux sociaux ainsi qu'à la terre et aux ressources et expérimentent de ce fait une vulnérabilité due aux relations sociales de pouvoir et de représentation inégalitaires (Ribot, 2010).

Mais tous les pauvres ne sont pas vulnérables et, inversement tous les individus ou groupes vulnérables ne sont pas pauvres. Ainsi, certains ménages peuvent être pauvres sans être vulnérables, alors que l'inverse peut prévaloir pour d'autres groupes sociaux. Par exemple, les petits agriculteurs ou éleveurs sont parmi les plus pauvres en milieu rural, mais ne sont pas nécessairement vulnérables s'ils ne sont pas affectés par les chocs externes ou s'ils peuvent s'adapter en termes de production et de consommation aux changements environnementaux ou socio-économiques par des stratégies *ad hoc* notamment grâce à la mobilité ou à un changement rapide d'activités qui demandent peu d'investissement. Inversement, certains exploitants fortunés peuvent-ils être très vulnérables aux mêmes changements du fait qu'ils peuvent rencontrer des difficultés, tant économiques que culturelles, à modifier rapidement leurs systèmes de production pour s'adapter à ce changement. Tout dépend en fait de la nature de la perturbation et de la manière dont elle affecte les conditions d'existence et les systèmes sociaux.

Réciproquement, la vulnérabilité n'est qu'une des facettes multidimensionnelles de la pauvreté. Elle ne se traduit pas seulement par un manque (avoir, savoir, pouvoir) ou par un besoin, mais se réfère au fait d'être exposé aux différents aléas (climatiques, sanitaires, économiques, etc...) et d'être sans "défense" dans une situation d'insécurité. Ainsi, un groupe vulnérable n'est-il pas capable de mobiliser des ressources (économiques, capital humain ou social) pour faire face à des événements externes défavorables. La vulnérabilité

est donc inhérente à l'insécurité en termes de bien-être des individus, des ménages ou des communautés dans le contexte d'un environnement mouvant. Elle dépend de la structure de capacités qui permet de surmonter un choc extérieur.

Mais, ce qui est spécifique à la vulnérabilité par rapport au concept de pauvreté, c'est qu'elle relie explicitement la condition des hommes à leur environnement naturel et social. Les définitions les plus notables de la vulnérabilité renvoient toutes sans exception à la dualité entre (1) l'exposition aux risques, aux contingences et aux stress auxquels les individus ou groupes sont sujets d'une part et (2) la difficulté de les anticiper, de leur faire face et de se rétablir après d'autre part (Chambers, 1989 ; Watts et al., 1993 ; Ribot, 1995 ; Moser, 1998). Certes, les sciences environnementales auront tendance à mettre en avant la première dimension, la vulnérabilité étant une fonction du hasard ; et les sciences sociales la deuxième, la vulnérabilité étant un état d'un système social (Brooks, 2003) cité par (Ribot, 2010) ; mais ces deux dimensions sont toujours présentes dans les définitions de la vulnérabilité.

Celle-ci implique toujours une combinaison de facteurs qui déterminent le degré auquel la vie et les conditions d'existence d'une personne ou d'un groupe social sont exposées au risque par un événement discret et identifiable dans la nature ou dans la société (Blaikie et al., 1994). Dans toutes les formulations, les paramètres clés de la vulnérabilité sont le stress auquel un système est exposé, sa sensibilité et sa capacité adaptative (Turner II et al., 2003 ; Adger, 2006 ; Smit et al., 2006). L'*exposition* est la nature et le degré auquel un système fait l'expérience des stress environnementaux ou socio-politiques. Les caractéristiques de ces stress comprennent la magnitude, la fréquence, la durée et l'étendue (Burton et al., 1993). Les facteurs qui déterminent la probabilité d'un système à supporter les perturbations sont la *sensibilité* et la *capacité adaptative*. La *sensibilité* décrit le degré auquel un système est changé à la suite d'une perturbation ou d'un stress (Adger, 2006). La *capacité adaptative* est la capacité d'ajustement d'une manière à réduire la sensibilité, accroître la résilience ou éviter les dommages.

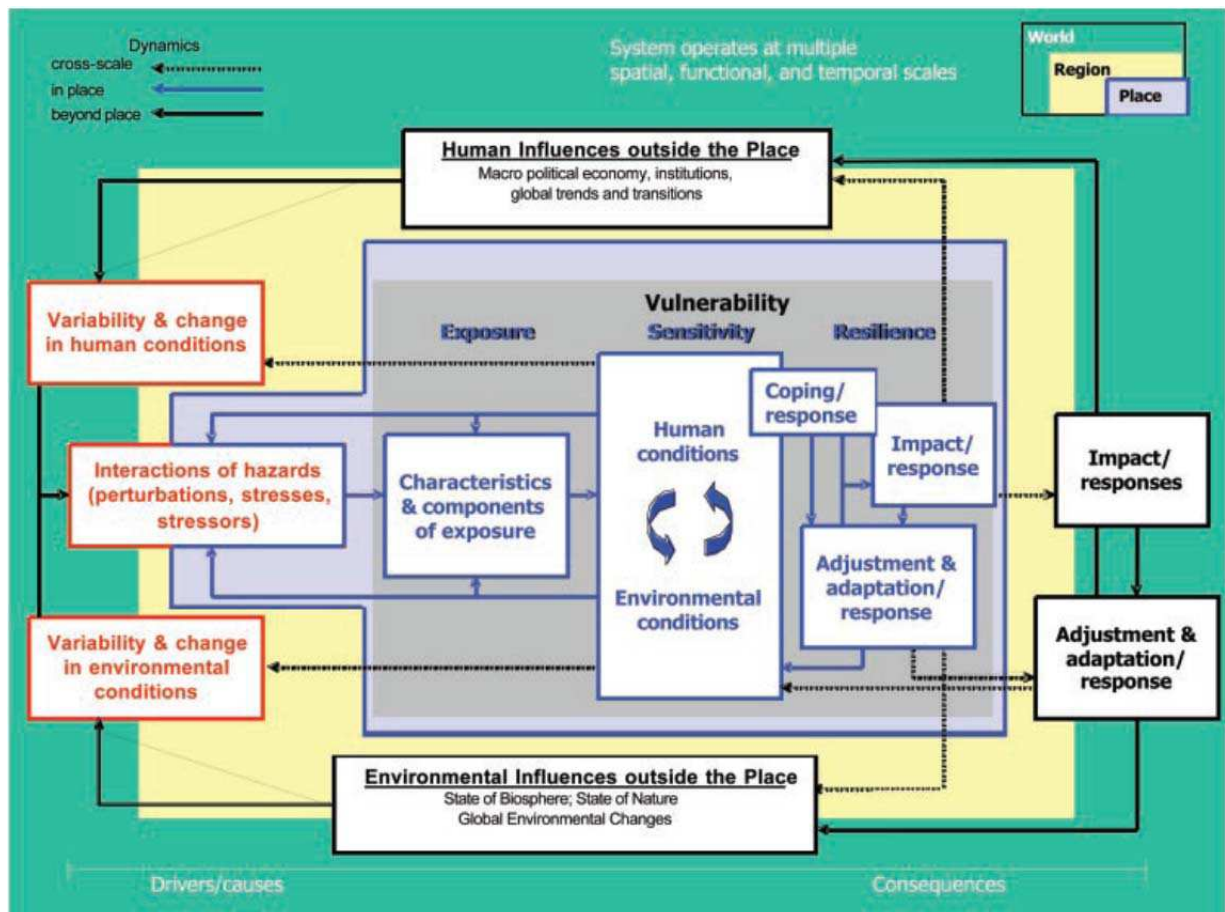


Figure 12 : Le cadre d'analyse de la vulnérabilité selon (Turner II et al, 2003)

On remarquera dans le schéma ci-dessus qu'il y a un glissement de la capacité adaptative à la résilience. La résilience peut-être définie comme la capacité d'un système à absorber les perturbations et à se réorganiser à la suite de changements, de manière à conserver sa structure, ses fonctions et ses processus de régulation et, partant, la même identité (Holling, 1986 ; Holling, 2001 ; Turner II et al., 2003 ; Walker et al., 2004). Quant à la capacité adaptative, l'IPCC la définit comme la « capacité d'un système de s'adapter aux changements (...), de façon à atténuer les dommages potentiels, à tirer parti des possibilités offertes et à faire face aux conséquences » (IPCC, 2001).

Les termes de résilience et de capacité adaptative traduisent donc la même idée de restauration ou de réorganisation du système après perturbation. Toutefois, la capacité adaptative apportant une vision plus dynamique et créative d'ajustements du système que la définition initiale qu'a donnée Holling de la résilience (Gallopín, 2006), je préfère garder le concept de capacité adaptative comme une des trois composantes essentielles de la

vulnérabilité et ne pas entretenir une confusion avec le concept de résilience.

Dans le cadre de l'étude des systèmes écologiques et sociaux (SES), définis comme des systèmes intégrés et complexes d'écosystèmes et de sociétés humaines en interaction (Berkes et al., 1998 ; Anderies et al., 2004 ; Walker et al., 2004), je privilégie le terme de résilience pour les systèmes écologiques, même s'il existe des tentatives –peu convaincantes selon moi- pour définir la “résilience sociale” des systèmes écologiques et sociaux (Adger, 2000).

De même, je préfère réserver le terme de vulnérabilité à la société, et en particulier aux groupes sociaux défavorisés (pauvres, femmes, etc...) qui dépendent de l'exploitation des ressources naturelles pour assurer leurs conditions d'existence. Le terme de vulnérabilité sera ainsi consacré à décrire les processus de perte de pouvoir et de marginalisation d'individus ou de groupes sociaux au sein des systèmes écologiques et sociaux, mais aussi pour instruire des analyses sur des actions à entreprendre pour améliorer les conditions de vie des plus démunis par la réduction du risque.

Cette distinction a pour moi le mérite de la clarté, le concept de résilience ayant émergé de travaux d'écologues (et également de psychologues –dont le plus célèbre est Boris Cyrulnik- mais selon une acception différente²⁶) et celui de vulnérabilité ayant émergé principalement de travaux de chercheurs en sciences sociales travaillant sur les rapports entre nature et société et particulièrement sur l'impact de la variabilité climatique sur la production agricole (Downing, 1991 ; Wisner et al., 1993 ; Bohle et al., 1994 ; Ribot, 1995) mais aussi dans le domaine urbain (D'Ercole et al., 2004).

J'appréhende ainsi désormais les relations entre les conditions d'existence et l'environnement par l'analyse des rapports dialectiques entre la vulnérabilité des populations et la résilience des écosystèmes dont ces populations dépendent pour assurer leurs conditions d'existence, notamment en cas de crises, dans la lignée de ce qui a été proposé dans le projet AERES de mon Unité de recherche et en particulier du domaine que j'anime (<http://www.cirad.fr/ur/bsef>), ces rapports étant façonnés ou influencés à l'échelle locale par des forces, processus ou déterminants de niveaux supérieurs.

²⁶ La résilience en psychologie est un phénomène qui consiste, pour un individu affecté par un traumatisme à prendre acte de l'événement traumatique pour ne plus vivre dans la dépression.

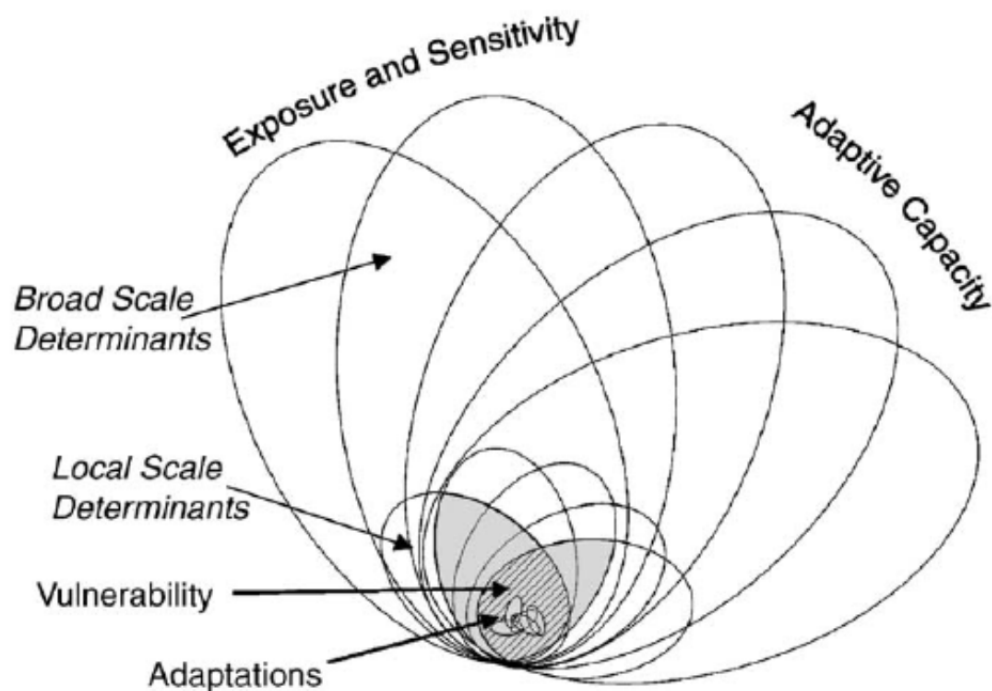


Figure 13 : Modèle hiérarchique emboîté de la vulnérabilité (Smit et al., 2006)

Et si je m'intéresse à la vulnérabilité et que je vais chercher à la mesurer dans mes recherches futures, dans ses dimensions économiques, mais aussi sociales et culturelles (Luers et al., 2003 ; Fussel, 2007), c'est pour deux raisons essentielles : d'une part, la vulnérabilité des individus ou des groupes sociaux aux changements environnementaux permet de bien rendre compte selon moi de la viabilité des conditions d'existence des personnes qui dépendent totalement ou partiellement de ressources naturelles soumises à des politiques de gestion des territoires et à des aléas biophysiques et socio-économiques ; d'autre part, en termes de développement, l'atténuation de la vulnérabilité me semble une dimension clé de l'amélioration des conditions d'existence et de la lutte contre l'exclusion des groupes défavorisés et marginalisés, pour lesquels je souhaite produire une connaissance potentiellement utile.

A titre d'exemple, j'ai entrepris depuis 2005 avec des collègues du CIRAD et de l'Institut d'Economie Rurale des recherches sur la vulnérabilité des éleveurs aux changements globaux au Mali (Alary et al., 2011). Mon hypothèse est que ce n'est pas directement à la variabilité climatique, et encore moins aux changements climatiques, que sont actuellement vulnérables les éleveurs du Sahel Malien, mais aux changements politiques et économiques en cours. Ces derniers les contraignent en effet dans leur principale stratégie d'adaptation à

la variabilité climatique, à savoir la mobilité qui leur permet habituellement de suivre les ressources en eau et en pâturages. En travaillant avec des économistes et des zootechniciens dans le cadre d'un projet de recherche financé par le CIRAD (ICARE²⁷), j'ai pu mener des enquêtes auprès des différents acteurs de la filière viande bovine et ovine dans la région de Ségou et de Niono, notamment, mais plus largement dans toute la bande sahélienne du Mali (Gautier et al., 2007 ; Gautier, 2008).

Il apparaît très clairement que si les commerçants de bétail ont su utiliser les moyens de communication modernes, à la fois de téléphonie et de transport par camion, pour être plus réactifs à la demande urbaine, jouant habilement du convoi à pied ou en camion en fonction de l'état des bêtes achetées et de l'urgence de cette demande, en revanche, les éleveurs souffrent de trois facteurs qui les rendent plus vulnérables que par le passé à la variabilité climatique. D'une part, ils voient s'opérer une réduction et une fragmentation de leurs pâturages par extension des terres agricoles, sans pouvoir y opposer une légitimité territoriale qui leur a toujours été refusée (Niamir-Fuller, 1999). Ils ont par ailleurs des difficultés à faire entendre leurs voix dans le cadre du processus de décentralisation et d'établissement de plans d'aménagement communaux qui ne leur réserve au mieux que des couloirs de passage et non des aires de pâturages. En répétant ce processus en cascade, commune après commune, les éleveurs pourraient ne plus avoir que des couloirs pour faire brouter et abreuver leurs bêtes. Enfin, les éleveurs souffrent d'un manque d'informations sur les marchés, ce manque de lisibilité étant soigneusement entretenu par les commerçants mais surtout les intermédiaires qui ont tout intérêt à maintenir les éleveurs dans une forme d'ignorance sur les opportunités commerciales.

Or, face à l'accroissement de la vulnérabilité des éleveurs lié aux restrictions qu'ils subissent dans leurs pratiques de mobilité, on peut penser qu'une meilleure connexion des éleveurs avec la demande des marchés urbains pourrait en partie compenser cet accroissement de la vulnérabilité. C'est une hypothèse que nous sommes en train de creuser avec mes collègues Christian Corniaux du CIRAD et Brigitte Thébaud, dans le cadre du Projet d'Appui à la Productivité de l'Elevage (PAPE) dans les systèmes agropastoraux au Mali, au Burkina Faso et

²⁷ Le projet s'intitule : "Elevage, mondialisation et territoires : le rôle des institutions dans la compétitivité et l'accès aux marchés des régions d'élevage". Il a été coordonné par Guillaume Duteurtre du CIRAD, et il a été entrepris en partenariat avec l'UMR PROGIG, l'Institut Sénégalais de Recherches Agronomiques, l'Institut d'Economie Rural du Mali et le Centre International de Recherche-Développement sur l'Elevage en zone Subhumide.

dans le nord-Bénin.

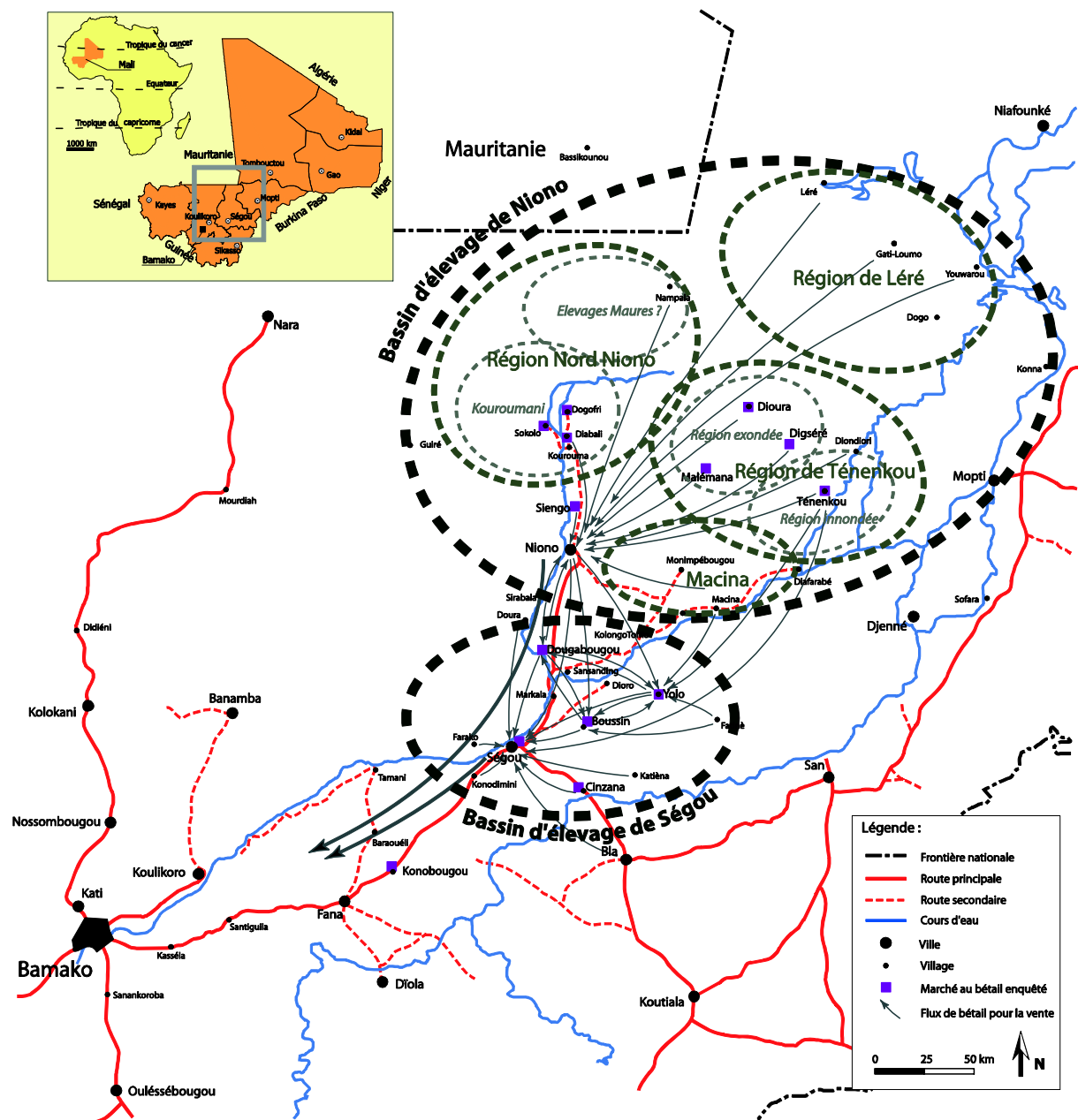


Figure 14 : Carte des flux commerciaux de bétail dans la région de Ségou et de Niono dans le delta intérieur du Niger, Mali (Gautier et al., 2007)

Ayant précisément défini les notions de conditions de vie, de pauvreté et de vulnérabilité, je vais désormais m'intéresser aux conséquences de la mise en place de territoires de conservation et de développement sur les conditions d'existence, considérant, ainsi que l'a démontré Piers Blaikie (1985), que les groupes socialement défavorisés sont souvent également marginalisés dans des espaces écologiquement marginaux, susceptibles de dégradation qui aggravent la pauvreté et peuvent obliger à la migration. Le fait que ces

territoires soient de plus en plus installés dans des environnements qui ne supportent qu'un faible impact de l'exploitation des ressources par l'agriculture, l'élevage, le bûcheronnage ou autres activités renforce la nécessité d'étudier finement les conditions de vie des usagers des ressources et leurs possibilités de diversification.

3.1.6. Efficacité des territoires de conservation et de développement pour améliorer les conditions d'existence des populations vulnérables

Les tentatives de concilier amélioration des conditions d'existence des populations et conservation des ressources se trouvent sous les labels qui ont fait florès dans les milieux du développement depuis les années 1970 que ce soit dans la tradition francophone ou anglophone : "gestion de terroir", "gestion communautaire des ressources naturelles" (en anglais *Community Based Natural Resource Management CBNRM*), Programmes de conservation et de développement intégrés, foresterie communautaire ou sociale, dévolution des droits sur les ressources aux communautés locales.

Tous ces types de projets ou de programmes reposent sur des politiques simples et attractives par lesquelles les communautés rurales –définies comme des unités spatiales de juridiction et de responsabilité, par des structures sociales distinctes et intégrées ainsi que par des normes communes (Agrawal et al., 2001)- peuvent gérer de façon efficace, équitable et durable leurs ressources naturelles qui sont généralement des ressources communes associant ainsi justice sociale et gestion environnementale durable.

Ce type de programmes ou de projets se basent sur un certain nombre de présupposés, dont certains relèvent d'un certain bon sens : (1) les populations locales ont un intérêt plus immédiat et important à la gestion de leurs ressources naturelles que l'État central ou de distants gestionnaires ; (2) les communautés locales sont davantage conscientes des intrications entre les processus écologiques et leurs pratiques de gestion et d'exploitation ; (3) ces communautés sont les plus à même de gérer efficacement les ressources par des normes coutumières d'accès et d'usage.

En insistant sur le lien entre la dégradation environnementale et les inéquités sociales et en fournissant un cadre concret pour l'action avec ces modèles type gestion de terroir ou *CBNRM*, les ONG développementistes et leurs alliés ont ainsi cherché à provoquer une

reformulation complète de la manière dont les objectifs de conservation et la gestion durable des ressources naturelles peuvent être liés dans la quête d'une justice sociale pour les groupes historiquement marginaux vivant des ressources.

Dans leur version la plus libérale, ces programmes peuvent toutefois se baser sur une autre hypothèse forte : l'individualisation de la tenure foncière, avec enregistrement de titre foncier, doit encourager les investissements de long terme dans la gestion des ressources naturelles, et doit ainsi éviter les situations de "tragédies des communs", aider à fournir des garanties pour les prêts agricoles, et créer des incitations pour passer d'une production de subsistance à une production orientée vers le marché.

Même si elle peut être séduisante, cette hypothèse a été débattue et remise en cause (y compris par la Banque Mondiale (Kumssa, 1996)) dans de nombreux endroits où il est démontré que l'immatriculation généralisée des terres, héritée du vieux système colonial, n'est pas la panacée puisqu'à un régime foncier répond toujours un projet de société global, que les acteurs et institutions "externes" (État, administrations territoriales, etc..) sont partie intégrante du jeu foncier local (Chauveau, 1998) et qu'une modification des droits que les peuples exercent sur la nature détermine toujours le projet de société que l'on entend promouvoir (Le Roy, 1991). Il est désormais admis que l'essentiel en matière de sécurisation foncière est que les acteurs disposent de droits reconnus et stables *de leurs points de vue*. Si ce dernier aspect est pris en compte, alors la sécurisation foncière peut prendre des formes diverses (Karsenty, 1998 ; Chauveau et al., 2002 ; François, 2003 ; Teyssier et al., 2009), tel qu'un droit foncier qui s'établit sur le droit coutumier que l'on modernise progressivement et pas forcément que l'on impose de l'extérieur telle que la privatisation avec des inégalités de pouvoir que cela peut engendrer entre urbains et ruraux ou entre lignages autochtones et allochtones.

Cette hypothèse est aussi fortement remise en cause dans le cas particulier de la gestion des arbres où de nombreux intervenants du développement rural pensent qu'une individualisation de la tenure du sol et de l'arbre est un préalable aux efforts de plantation ou de gestion durable des ressources ligneuses, alors que les réalités locales sont bien plus complexes que cela. D'une part, les cas de propriété individuelle de l'arbre sur un foncier collectif dans un contexte coutumier ne sont pas rares, même s'ils sont associés à une complexité de relations de pouvoir et de genre qui rend ces droits individuels sur les arbres

très évolutifs (Fortmann, 1985 ; Berry, 1988 ; Rocheleau et al., 1997). D'autre part, loin d'avoir un effet paralysant, l'insécurité foncière peut stimuler la plantation des arbres, même si ces derniers gardent un statut précaire, et les institutions coutumières gérant le foncier peuvent évoluer progressivement vers une plus grande sécurité foncière avec la raréfaction des terres arables (Otsuka et al., 1997) en s'appuyant éventuellement sur l'arbre pour se faire (Doucouré, 1999).

Il n'en demeure pas moins que dans le domaine de la gestion communautaire des ressources naturelles, la privatisation est toujours une option en vogue, puisque la gestion coutumière de ces ressources montre certaines limites, non pas de son fait à elle, mais quand elle se retrouve confrontée à une multiplicité des droits d'accès et d'usage des ressources émanant d'institutions nouvelles, produites par la décentralisation et la globalisation environnementale. Et, d'une certaine manière, avec cette option de privatisation, on s'attaque aux symptômes et non pas aux causes structurelles de la faillite relative de la gestion communautaire du foncier et des ressources, celles-ci étant à rechercher, non pas au niveau de la société locale, mais à d'autres échelles nationales et internationales, dans la perspective de Jean-Pierre Chauveau ou d'Etienne Leroy qu'un régime foncier renvoie toujours à un projet de société global.

Dans tous les cas, ces programmes de conservation et de développement intégrés s'efforcent d'associer les populations locales à la gestion des ressources naturelles, avec l'ambition de donner à ces populations des incitations ou des "encouragements"²⁸ à gérer durablement les ressources naturelles, en vertu de l'idée que si démonstration est faite auprès de ces populations qu'elles peuvent tirer des bénéfices de la conservation, alors elles préserveront d'elles-mêmes les ressources.

Les succès de la propagation et de la mise en œuvre de ces programmes depuis les années 1970, sous des formes diverses mais qui ne changent pas fondamentalement même s'ils sont influencés depuis les années 1990 tant par la vague de néo-libéralisme que par les politiques de décentralisation, ont conduit à de nouveaux défis et dilemmes sur les rapports des sociétés locales à leurs territoires et aux ressources qu'ils portent.

²⁸ Selon une terminologie couramment employée en Afrique de l'Ouest pour désigner des dons faits par les ministères de l'environnement aux populations locales de vélos, de rangers, ou de gilets para-militaires pour assurer la surveillance des ressources

Ce type de programmes soulèvent en effet un certain nombre de questions essentielles soulevées et débattues en particulier par (Blaikie, 2006) et par (Brosius et al., 2005) : qu'est-ce qu'une communauté, si tant est qu'elle ne soit pas un mythe (Cleaver, 1999) ? Qu'est-ce qu'une gestion durable des ressources naturelles ? Communauté pour qui et gestion pour quoi ?

Dans la pratique, ces programmes ont repris la rhétorique du contrôle des hommes et de l'espace, héritée de la colonisation et des premières années de l'indépendance, dans un environnement juridique qui a finalement peu évolué malgré les processus de décentralisation et de transfert de compétence, mais avec, par contre, un soutien des agences internationales de développement, des organisations de conservation et de la Banque Mondiale qui épousent les thèses de ces modèles de gestion.

La définition et le zonage des territoires de conservation et de développement est ainsi généralement réalisée de manière à permettre certaines activités bien distinctes et à en restreindre beaucoup d'autres, ce qui amène inévitablement à marginaliser voire à exclure certains groupes sociaux de l'exploitation et de la gestion des ressources naturelles (Hecht et al., 1990 ; Scott, 1998).

Une première grande question est donc l'efficacité de ces territoires pour promouvoir des pratiques de gestion durable au bénéfice des populations, souvent pauvres, qui vivent de l'exploitation de ces ressources. Qui est le gestionnaire de ces territoires ? Quels en sont les bénéficiaires ? Qui est gagnant ? Qui est perdant ?

Dans une évaluation de 14 cas d'étude de dévolution de la gestion des ressources naturelles aux communautés locales, localisés dans 8 pays d'Afrique Australe, (Shackleton et al., 2001) concluent au succès très relatif de ces projets et sur l'idée que, selon eux, moins l'État central et ses ministères techniques imposent et limitent la gestion locale des ressources naturelles, plus les communautés locales peuvent configurer les relations humain-environnement dans un sens qui leur conviennent et qui n'est généralement pas celui des agendas politiques des projets *CBNRM*. Dans une autre étude menée en 2002 sur 13 cas d'étude également en Afrique, (Shackleton et al., 2002) concluent que la plupart des processus de dévolution de la gestion des ressources naturelles tiennent plus de la rhétorique que de la substance et que la manière dont les populations locales réalisent les bénéfices de cette dévolution est très variable, mais qu'elle se fait le plus souvent au

détriment des pauvres et des groupes marginaux. On est donc loin de l'ambition initiale affichée par ces projets.

Bien sûr, il y a des succès notoires dont le plus célèbre et le plus étudié est le programme CAMPFIRE (*Communal Areas Management Programme for Indigenous Resources*) au Zimbabwe. CAMPFIRE est un programme labellisé CBNRM par lequel les conseils municipaux des districts ont reçu, au nom des communautés rurales, l'autorité de vendre l'accès à la ressource faunique de leur district à des opérateurs de safaris (chasse et photos), les districts redistribuant ensuite de l'argent aux communautés en fonction d'un accord préalable. L'objectif central de ce projet est de lutter contre la pauvreté en accordant aux communautés rurales, *via* leur district d'appartenance, l'autonomie sur la gestion des ressources et de démontrer que la faune n'est pas nécessairement un obstacle à l'agriculture, mais une ressource qui peut être gérée et "cultivée" pour fournir revenus et nourriture aux communautés. Entre 1989 et 2001, CAMPFIRE a ainsi généré plus de 20 millions de dollars de transfert d'argent aux communautés rurales, essentiellement du fait de la chasse sportive, même s'il existe une grande disparité entre districts du fait de la variabilité de l'abondance de la faune et des arrangements institutionnels entre eux : 12 des 37 districts de CAMPFIRE ont généré 97% du revenu total (Frost et al., 2008).

Du fait de sa notoriété, CAMPFIRE est devenu également un laboratoire mondial des programmes de conservation et de développement intégrés, entre autres sur les effets de l'intervention des institutions globalisées comme le GEF à l'échelle locale (Young et al., 2001) ou plus récemment sur l'analyse des paiements pour services environnementaux (PSE) (Frost et al., 2008). Cette expérience est présentée comme un succès, principalement du reste par ceux qui l'ont initiée, mais elle est également fortement critiquée par ceux qui ont étudié en détail l'impact de ce programme sur les conditions d'existence des ménages (Sullivan, 2001 ; Logan et al., 2002).

Cette expérience a eu suffisamment de retentissement pour qu'elle soit reproduite dans ses grandes lignes en particulier au Burkina Faso, dans le ranch de Nazinga, où j'ai eu la chance de faire un voyage d'étude lors de ma dernière année d'école d'ingénieur en 1989 alors que le ranch venait d'être créé. Le ranch a changé de gérant depuis, passant d'une concession octroyée à un privé canadien à une gestion en régie par les services de l'État. Mais cette expérience qui associait les populations villageoises riveraines du parc à la chasse sportive,

au tourisme de vision et à la valorisation des produits de la chasse a marqué les esprits des gestionnaires fauniques de ce pays.

Si les populations locales étaient impliquées à la gestion de la faune depuis 1984, sous l'époque Sankara, et la mise en place des zones villageoises d'intérêt cynégétique (ZOVIC), la grande réforme de la gestion de la faune au Burkina Faso a été menée en 1996 sur la base d'un partenariat tripartite entre l'État, les communautés villageoises et les opérateurs privés. Dans la pratique, il s'agit bien plus, aux dires même du Directeur de la Faune et des Chasses du Burkina que j'ai interviewé en 2006 (Gautier et al., 2006b), d'un partenariat bi que tri partite étant donné que les communautés locales n'assurent pratiquement aucune responsabilité dans la gestion des grandes zones cynégétiques, qui sont dans leur très grande majorité concédées à des privés. La participation des communautés locales est donc en question.

L'exemple du projet de gestion Participative des Ressources Naturelles et de la Faune (GEPRENAF), poursuivi par le PAGEN prend le contre-pied du modèle qui prévaut au niveau des zones cynégétiques du Burkina. Là, c'est une association villageoise qui détient la maîtrise d'œuvre et qui compose avec divers autres acteurs dont les opérateurs du tourisme cynégétique. On peut qualifier cette expérience de « partenariat bipartite État/Population » ces dernières étant représentées par l'Association de Gestion des ressources Fauniques. Mais on voit bien là, à travers l'exemple du Burkina Faso, l'exceptionnalité de l'expérience CAMPFIRE, fortement médiatisée, étudiée et financée et les difficultés qu'il y a à répliquer cette expérience et à mener de tels projets de conservation et de développement intégrés.

La principale menace qui pèse sur les usagers des ressources et, par voie, sur leurs conditions d'existence, dans le cadre de ces programmes est celle d'une exclusion des groupes sociaux marginaux des terres sous aménagement, soit parce que l'aménagement de l'espace et la gestion des terres conduisent à une privatisation foncière qui marginalise encore davantage les plus pauvres, soit parce que la population autochtone instrumentalise la mise en place de ces territoires de conservation et de développement pour tenter d'exclure les migrants qui sont déjà dans une situation précaire.

Dans la perspective néolibérale en vogue actuellement, ces territoires incluent en effet à la fois des espaces touchés par des interventions de privatisation des terres, ou de mise en concession privée, avec l'idée sous-jacente que ces interventions vont responsabiliser les

nouveaux ayants-droits privés dans une optique de gestion durable ; et des espaces qui sont soumis à des aménagements selon des principes “scientifiques”, que ce soit du type de la *gestion de terroir* ou de *l'aménagement de terroir* ou bien des aménagements dédiés aux activités forestières, pastorales ou cynégétiques.

Dans deux pays qui ont des histoires politiques différentes, le Botswana et le Malawi, Piers Blaikie démontre comment de nombreux ruraux ont été les témoins et, en un sens les victimes, d'actions de l'État d'une part et du capital privé d'autre part, aboutissant au classement ou la privatisation des terres (Blaikie, 2006). Ces actions visaient à l'établissement de plantations et de forêts classées au Malawi et de ranchs privés, de réserves naturelles et de chasse au Botswana. Elles ont abouti toutes deux à un affaiblissement du pouvoir coutumiers et des droits d'accès et d'usage des ressources par les populations que les programmes CNBRM prétendaient préserver. Au Botswana notamment, les communs qui étaient largement gérés par les pouvoirs coutumiers jusqu'à la fin des années 1970, ont été progressivement placés dans un modèle de gestion de type *CBNRM*. Mais, en s'appuyant sur la théorie de la tragédie des communs très populaire dans ces pays, et à la prétendument nécessité d'en finir avec l'accès libre et de réaliser des enclosures pour enrayer la dégradation des ressources, un vaste mouvement de privatisation des pâturages a été opéré, et ce malgré les avancées scientifiques de l'école des *commons* d'Elinor Ostrom qui a démontré entre temps que la dégradation des espaces communs n'était pas inévitable (Berkes, 1989 ; Bromley, 1991). Les modèles de variabilité écologique (non-équilibre) et d'adaptation pastorale, apparus depuis, ont également mis à mal cette théorie de la tragédie des communs.

Leslie Gray quant à elle, a étudié les effets de la mise en œuvre d'une approche “gestion de terroir” dans le sud-ouest cotonnier du Burkina-Faso, région sujette à de fortes migrations d'agriculteurs venus du plateau central Mossi. Elle montre comment ces approches créent des territoires de conservation et de développement que les autochtones instrumentalisent pour exclure de leur terroir les migrants Mossi qui pourtant gèrent plus durablement les ressources qu'eux, justement du fait qu'ils ont peur d'être chassés (Gray, 2002). Le fond du problème tient selon elle à une tentative malheureuse des projets “gestion de terroir” de restructurer les droits fonciers, en utilisant la rhétorique du développement participatif, alors même que ces projets n'ont pas une connaissance suffisante du paysage sociale dans

lequel ils interviennent, de la nature des droits d'accès à la terre et aux ressources, des pratiques agricoles et des relations sociales au sein du village avec ses hiérarchies et ses groupes marginaux.

Dans un contexte de croissance de la population, en partie liée à la migration, et des besoins en terre qui ont intensifié les conflits, ces efforts de restructuration des rapports à la terre, par des méthodes participatives, ont eu des conséquences inattendues du fait que les individus et groupes ont pu manipuler les savoirs et représentations sur les règles d'accès à la terre pour revendiquer des droits pour eux et contre les autres groupes. D'un côté, certains agriculteurs autochtones tentent d'expulser les migrants, ou de les marginaliser davantage, en invoquant des pratiques peu scrupuleuses de l'environnement, discours classiquement véhiculé par des scientifiques néo-mathusiens, à l'instar de cette thèse d'un chercheur burkinabé que j'ai eue à évaluer qui pointe du doigt les pratiques des migrants Mossi dans le Sud-Ouest Burkinabé comme causes principales de la déforestation (Ouedraogo et al., 2009 ; Ouedraogo et al., 2010). De l'autre, les agriculteurs migrants ont peur de délaisser leurs terres de culture pour un temps de jachère, de crainte que le projet ou leurs hôtes autochtones ne les expulsent, cette peur les conduisant à adopter des stratégies de conservation des sols et d'intensification écologique. Les projets gestion de terroir génèrent ainsi au Burkina Faso des tensions entre ethnies et entre groupes générationnels et favorisent ainsi une certaine défiance envers ces projets environnement qui se focalisent finalement davantage sur la résolution de conflits (qu'ils ont contribué sans le vouloir à générer) et sur la réconciliation que sur la restructuration de l'allocation des ressources comme initialement prévu.

3.1.7. Territoires de conservation et de développement et équité sociale

Un des piliers du développement durable est l'équité. S'il y a une justice sociale, la gestion de ces territoires de conservation et de développement doit être confiée aux populations qui en vivent et qui doivent en être les principaux bénéficiaires. C'est justement l'ambition affichée par les projets de transfert d'autorité de gestion des ressources naturelles aux populations locales, que ce soit à travers les processus de décentralisation, de réformes sectorielles ou par les projets de développement local type "gestion de terroir". L'hypothèse

est émise qu'en rapprochant la gouvernance de la ressource de son usage, les populations locales deviennent plus responsables de la gestion de cette ressource et améliorent leurs conditions de vie ou atténuent au moins leur vulnérabilité aux changements globaux. Dans une perspective néolibérale, cette hypothèse peut conduire à bousculer les règles collectives du droit coutumier en privatisant l'accès à la ressource ou à la terre.

De fait, ces nouveaux principes de gestion décentralisée peuvent être bénéfiques, en certains cas, aux populations dont les conditions d'existence dépendent des aires qui ont été délimitées pour la conservation. Là où il y a un besoin politique local de protéger les ressources naturelles contre les exploitants allogènes, ou là où les bénéfices économiques tirés des ressources par les habitants du lieu sont immédiats, l'intérêt de ces territoires de conservation est important, comme cela a pu être démontré notamment dans le cas des réserves extractives du bassin amazonien brésilien (Hecht et al., 1990 ; Friedmann et al., 1993 ; Goldman, 1998). Les résidents et les usagers légitimes des territoires de conservation peuvent aussi accueillir favorablement les politiques qui, dans leurs principes d'aménagement, leur offrent des possibilités d'affirmation de leur identité culturelle, voire leur autorisent une certaine autonomie culturelle. Ils peuvent également bien accueillir les politiques qui réduisent les inégalités socio-économiques. Les communautés locales et les communes, ou au moins leurs leaders politiques, peuvent ainsi prendre au sérieux leur nouveau rôle de coordonnateur dans la conservation des ressources de leurs territoires.

Cependant, les impacts négatifs de la fabrication de territoires de conservation et de développement sur les résidents et sur les usagers des ressources sont généralement plus importants que les positifs, du fait de conflits de pouvoir et d'un certain nombre d'abus et d'injustices qui en résultent. Ces constructions territoriales engendrent bien souvent des restrictions d'accès aux *entitlements* environnementaux et sociaux pour ces résidents et usagers des ressources.

A l'échelle globale, Mac Chapin rappelle que : (1) une grande majorité des projets de conservation et de développement intégrés (en anglais "*integrated conservation and development programs*" (ICDPs)) sont conçus par les organisations conservationnistes et non par les populations locales ; (2) les programmes sont définis et mis en œuvre par les conservationnistes et non par les populations locales ; (3) les bailleurs donnent l'argent aux organisations conservationnistes pour développer des projets au profit des populations

locales, mais que ces organisations créent généralement de façon *ad hoc* des petites structures pour gérer ces projets (Chapin, 2004).

Il faut ajouter à cela que ce type de programmes de conservation et de développement impliquent que les communautés rurales concernées sont tenues d'être capables de suivre des principes et de normes scientifiques de gestion des ressources naturelles, qui sont par définition rarement -sinon jamais- conçues par les communautés. Pour Piers Blaikie, il y a là une contradiction dans la formulation même de ces programmes, qui est à l'origine d'injustices sociales : la confrontation entre une science formelle avec ses fondations positivistes et l'indépendance entre l'observateur et l'observé d'un côté et de l'autre des savoirs locaux qui sont ancrés dans des histoires environnementales et sociales particulières et continuellement négociées (Blaikie, 2006).

Toutefois, cette relation de pouvoir inégale créée par la prédominance d'un type de savoir sur un autre pour définir l'environnement, les processus qui l'affectent et les tendances en cours peut être palliée sinon gommée par des techniques participatives et inclusives par lesquelles une certaine forme de savoir hybride peut être négociée et mise en œuvre (Batterbury et al., 1997). Malheureusement, il y a beaucoup d'instances où le savoir local n'a pas été capable de négocier sur une base équitable avec le savoir scientifique officiel, mais a été en fait reconfiguré par des tiers, souvent des ONG, qui font, au nom des populations, des choix stratégiques sur le type de savoir local qui doit être entendu et mis en conformité avec les objectifs environnementaux scientifiques du programme (Blaikie et al., 1997 ; Mosse, 2001).

Piers Blaikie n'hésite pas du reste à qualifier les programmes de conservation et de développement intégrés de chevaux de Troie (Blaikie, 2006). Sous couvert d'une gestion décentralisée et d'une plus grande autonomie des communautés dans les décisions, les institutions extérieures aux communautés peuvent fournir des ouvertures et des opportunités à de nouveaux entrepreneurs, locaux ou extérieurs, provoquant ainsi un changement d'échelle de pouvoir qui passe de la communauté aux élites nationales ou régionales, *via* les courtiers en développement ou affairistes locaux, puis les agents gouvernementaux.

A l'échelle locale, une des erreurs communément faite par les concepteurs des projets de gestion communautaire des ressources est de considérer que ces communautés sont basées

sur le consensus et la coopération (Agrawal et al., 1999 ; Logan et al., 2002). Les projets négligent bien souvent le fait que les relations sociales au niveau des villages sont basées sur de la compétition et des conflits qui peuvent, incidemment, avoir des impacts négatifs sur l'équité au sein du village et sur l'environnement (Leach et al., 1999), ainsi que l'on a bien pu le démontrer dans le cas de création de territoires "forestiers" au Mali qui ont généré des conflits dans le village de Korokoro (Hautdidier et al., 2004), puis à des conflits inter-villageois qui ont conduit à une dégradation de l'environnement (Gautier et al., 2011). De surcroît, ces projets de gestion des ressources aboutissent bien souvent à définir des nouveaux droits d'accès à l'espace, en plus de ceux existants. L'accès aux ressources, qui était flexible et négociable, devient rigide de par ce processus et conduit fréquemment à une mise en danger des droits des pauvres et groupes marginaux, tels que les femmes et les migrants (Gray, 2002).

De plus en plus de travaux s'intéressent désormais au fait que les structures locales, sur lesquels s'adossent les projets de gestion durable des ressources et qui ont été le plus souvent créées de façon *ad hoc* après un diagnostic pas toujours approfondi, se soucient peu de leur "redevabilité" envers la société locale, de l'équité entre les membres de la communauté et de la participation de tous (Ribot, 1996 ; Neumann, 1997). C'est pourtant un point essentiel de la réussite d'un projet de gestion durable des ressources : qui contrôle l'exploitation, et qui est redevable du contrôle censé garantir une équité dans l'accès et l'usage des ressources ?

3.1.8. Territoires de conservation et de développement et spatialités des conditions d'existence

Dans les pays en voie de développement, les conditions d'existence des usagers de la ressource dépendent d'une combinaison d'activités diversifiées, incluant une intensification des relations à la ville et au monde ainsi que des migrations saisonnières ou pluri-annuelles qui renforcent les liens entre ville et campagne et entre régions du monde, notamment entre le Sud et le Nord. L'analyse des rapports entre les conditions d'existence et les territoires de conservation et de développement amène donc le plus souvent à s'intéresser à des spatialités qui transcendent le niveau local, pour dépendre du régional ou du global.

Les communautés locales subissent en effet des pressions de la part des urbains, que ce soit par le biais des filières d'approvisionnement de la ville de plus en plus demandeuses des productions ou collectes en milieu rural au fur à mesure que grandissent les villes ou par le biais des tentatives d'accaparement des terres avec des stratégies foncières de plus en plus agressives des urbains à la périphérie des villes. Les travaux que j'ai réalisés ou supervisés sur ces processus dans le cas de Bamako au Mali (Raton, 2004 ; Gautier et al., 2006c ; Gautier et al., 2007 ; Molina d'Aranda de Darax, 2008 ; Laumond, 2009) démontrent tous la fragmentation et le rétrécissement des territoires d'activités des populations rurales à la suite de l'installation de « fermes » d'élites de la ville, le long du fleuve Niger, avec les problèmes d'accès au fleuve que cela génère pour les éleveurs et pour les maraîchers.

Ces communautés locales subissent également des pressions de la part de la communauté internationale, que ce soit pour la protection de la Nature et de sa biodiversité (Neumann, 1998), pour la lutte contre le changement climatique et la promotion de la séquestration du carbone ou d'agrocarburants (Burnod et al., 2009). Il y a ainsi un certain nombre de groupes de pression internationaux ou nationaux qui peuvent modifier les rapports entretenus par les populations qui bénéficient des biens et services offerts par les territoires de conservation et de développement, jusqu'à leur en faire perdre le contrôle et donc l'intérêt pour une gestion durable des ressources qu'ils portent.

Mais les habitants d'un lieu eux-mêmes, partis en migration du fait des restrictions d'accès aux ressources et de leurs usages peuvent également modifier les rapports aux territoires de conservation et de développement en envoyant de l'argent aux membres de leur famille afin de leur permettre d'être moins vulnérables aux changements dans les conditions d'accès aux ressources. Dans le cas de la région côtière du Nord-Vietnam, Neil Adger et ses co-auteurs montrent ainsi comment la réception de fonds d'émigrants permet d'atténuer la vulnérabilité de groupes marginalisés par le processus de réallocation des terres entrepris par l'Etat dans les années 1990 et par l'émergence d'entreprises d'aquaculture, et qui vivent donc dans un environnement social de plus en plus dérégulé (Adger et al., 2002). La réception de ces fonds permet de répartir les risques et d'élargir les opportunités de changements dans le bien-être, avec l'investissement de ces revenus dans du capital humain et physique permettant d'accroître la production des ménages.

L'impact de ces envois de fonds d'émigrants sur les personnes marginalisés n'est cependant

pas toujours positif. D'une part, ils peuvent être utilisés de manière improductive ou directement investis dans des activités non viables, qui ont un effet négatif direct sur l'environnement, comme par exemple, l'aquaculture. D'autre part, ils peuvent accroître les inégalités entre les ménages de la communauté, conduire à des limitations d'accès aux ressources de certains pauvres et, par suite, éroder la cohésion sociale. Cette atténuation différentielle de la vulnérabilité peut, par effet pervers, accroître les risques d'exploitation non durable des ressources par certains et de dégradation de l'environnement.

Une voie intéressante pour traiter des rapports entre les processus de territorialisation et la spatialité des conditions d'existence est le concept de "vulnérabilité territoriale" développé par Robert D'Ercole et Pascale Mertzner dans le cas de la ville de Quito (D'Ercole et al., 2009). Plutôt que de "vulnérabilité territoriale", il s'agit en fait selon moi plutôt d'enjeux territoriaux puisque ces auteurs s'intéressent finalement davantage dans leurs travaux aux dimensions d'*exposition* et de *sensibilité* des territoires qu'ils étudient, qu'à la dimension "*capacité adaptative*" de la vulnérabilité, qui dépend d'humains, individus ou groupes sociaux, et non de bouts d'espace. Je conserverai cependant ce terme de "vulnérabilité territoriale" puisque c'est celui qu'ils ont choisi, en m'interrogeant sur la pertinence de la terminologie choisie, sans pour autant remettre en question l'aspect novateur et stimulant des travaux de ces auteurs.

La démarche que D'Ercole et Mertzner ont mise au point vise à mettre en évidence la vulnérabilité territoriale construite par la distribution spatiale et la vulnérabilité des enjeux majeurs. Ils définissent un "enjeu" par la valeur des éléments (humains, économiques, fonctionnels, patrimoniaux, identitaires, etc...) qui constituent un système vulnérable face à un risque ou face à une crise. Leurs travaux partent du principe qu'il existe, au sein de tout système territorial, des lieux qui concentrent des enjeux majeurs, et que, par leur importance et leurs faiblesses, ces lieux sont susceptibles de fragiliser ce territoire. Suivant le contexte, cela peut être l'ensemble du système territorial qui est fragilisé, ou seulement une partie. Parfois la vulnérabilité induite sort du cadre du système territorial immédiat de l'enjeu et affecte un niveau d'organisation supérieur, par un mécanisme de transmission de la vulnérabilité, de lieux particuliers vers des ensembles territoriaux plus vastes. C'est par exemple le cas des villes qui jouent un rôle particulier à l'échelle nationale en raison de leurs activités économiques ou de leur statut de capitale d'État.

Ces travaux me semblent donc pertinents pour ce qui concerne la mise en relation des territorialités d'une part et de l'exposition et de la sensibilité des lieux à un risque d'autre part, avec les effets de contagion de ces risques d'un lieu à l'autre et d'un niveau géographique à l'autre. En revanche, ils prennent encore peu en compte la capacité d'adaptation des individus et de la société. L'intégration de la perception de la vulnérabilité par les acteurs et leur capacité adaptative à la vulnérabilité territoriale est une voie que nous nous proposons d'explorer avec des collègues de mon UR dans les années à venir en Afrique de l'Ouest, notamment dans le cadre du projet "Forêts et adaptation au changement climatique en Afrique de l'Ouest", financé par le FFEM, qui occupera un mi-temps de mes trois prochaines années d'affectation au Burkina Faso.

3.2. Territoires de conservation et développement et processus de territorialisation

Il s'agit là d'analyser les conséquences de l'imposition des territoires de conservation et de développement sur des espaces qui sont déjà territorialisés, par au moins une des trois sortes de territoires précédemment décrits (Cf. partie 2.3.4.), avec les droits d'accès et d'usage des ressources ainsi que de leur contrôle qui s'y rattachent : des territoires étatiques, des territoires coutumiers, les territoires en construction par la régularité des pratiques ("*action spaces*"). Si certains auteurs considèrent que la mondialisation engendre un processus de "déterritorialisation", les référents territoriaux se perdant et vidant le territoire de son contenu au profit des pouvoirs supranationaux (Leloup et al., 2004), on peut voir au contraire, dans « l'émergence des géographies de la globalisation » (Brenner, 1999), une floraison de démarcations territoriales qui génèrent des espaces de contrôle et de compétition distincts (Bassett, 2002).

Cette inflation de territoires de l'action publique qui se superposent en un lieu, sans forcément se coordonner et renforcer le pouvoir de la société civile face aux enjeux globaux, engendrent de fait des stratégies territoriales diverses de la part des institutions politico-légales qui rentrent en compétition dans l'exercice d'une autorité sur l'espace et les ressources (Lund, 2006), autorisant certaines formes d'accès et d'usage des sols et en

interdisant d'autres. Ces décisions différenciées sur les droits d'accès et d'usage des ressources contribuent à structurer des niveaux de citoyenneté, rencontrant la résistance de ceux dont les droits sont érodés (Sikor et al., 2009) et générant des conflits dont la résolution nécessitent des ajustements institutionnels quotidiens, compris comme des processus (Berry, 1993 ; Lund, 1994).

Cette surimposition de territorialités a de ce fait des conséquences souvent inattendues par rapport aux objectifs assignés au territoire de conservation et de développement, dont celle de créer de nouvelles subjectivités -au sens de l'internalisation de nouvelles normes et de l'établissement de nouveaux rapports aux autres et à l'environnement (Agrawal, 2005)-, avec des nouveaux sentiments d'appropriation et des risques d'exclusion d'une part, ainsi que de dégradation des ressources d'autre part, et de fait de nouvelles territorialités.

Robin Roth (2008) propose, du fait de cette juxtaposition de territoires en un lieu et de ses effets inattendus, d'étudier l'impact de l'imposition d'un territoire de conservation et de développement, non pas comme un processus par lequel un territoire étatique abstrait se surajoute à des territoires locaux, mais comme un moment de réorganisation spatiale résultant de processus continus de production territoriale (Roth, 2008). A partir du cas de l'établissement du parc national de Mae Tho, dans le Nord de la Thaïlande, il démontre comment cette dichotomie spatiale –territoire d'État vs territoires locaux- génère de nouvelles réorganisations spatiales, en dépit de la volonté de l'État central de "fixer" la forêt en la fixant dans l'espace (en définissant des limites statiques et imperméables entre les villages, entre les exploitations, entre l'*ager* et le *sylva*, mais surtout entre les villages et le parc national). Le processus d'établissement du parc s'étant avéré peu satisfaisant pour chacune des parties impliquées, il a abouti au besoin d'une organisation spatiale pour les forêts habitées autre que celle abstraite qui était initialement proposée.

Pour réaliser sa démonstration, Roth propose de ne pas concevoir les processus de territorialisation liés à l'établissement du parc national non comme la résultante d'un conflit entre un espace abstrait émanant d'un état répressif et des territorialités locales complexes. Un tel cadre conflictuel n'est, selon lui, pas pertinent pour reconnaître la nature contingente de ces territorialités et pour identifier les moments de complémentarité et de convergence qui pourraient permettre d'atténuer le conflit socio-spatial. Il propose de les concevoir comme des processus de réorganisation spatiale instillés par l'insertion d'un territoire d'État

dans un espace qui est sous la gouvernance multiple d'institutions non-étatiques, le conflit n'étant vu alors que comme un moment dans ces processus de réorganisation de l'espace.

Il appuie sa démonstration sur une comparaison entre deux villages qui lui permet d'analyser les différences de réactions face à la mise en place d'un espace abstrait comme moyen de gouverner un paysage forestier habité et d'explorer les réorganisations spatiales qui s'ensuivent : (1) un village (Nira) opposé à l'établissement du parc national et continuant d'avoir une gestion collective de l'espace et des ressources avec différentes frontières et territoires contingents aux relations sociales, aux besoins vitaux et aux saisonnalités ; (2) et un autre village (Insom) qui, bien que faisant également l'usage d'espaces variés, coopère plus volontiers avec l'administration forestière et reformate son modèle d'utilisation de l'espace en fonction de ses rapports avec cette administration en adoptant notamment les délimitations entre parcelles et entre villages proposées. Roth a ainsi observé, dans les deux cas, l'évolution des pratiques socio-spatiales sous l'influence conjuguée des institutions locales et étatiques intervenant dans la gestion des ressources. Il a notamment relevé les modifications dans les systèmes de classification de l'usage des sols, dans la définition des droits d'accès et d'usage, ainsi que de la responsabilité de gestion et du contrôle des ressources, et enfin dans la distribution spatio-temporelle des activités dans l'espace.

Cette comparaison lui permet de démontrer la capacité qu'ont les institutions de gestion de créer de nouveaux territoires et nouvelles territorialités. Elle lui permet également de montrer que les territoires étatiques et locaux ne sont pas intrinsèques, "naturels" ou donnés, mais sujets à des adaptations. Ils peuvent changer avec les relations socio-spatiales et les objectifs d'aménagement qui les façonnent. L'organisation spatiale de l'usage de la ressource et de sa gestion évolue quand les institutions de gestion doivent s'adapter à un nouveau contexte, de même que les institutions de gestion changent si une nouvelle politique provoque un changement dans l'organisation spatiale. Ces considérations amènent à être attentif aux réorganisations spatiales et territoriales qui font suite à l'établissement d'un territoire d'État, comme un parc national, et à étudier finement les moments de convergence et de complémentarité spatiales, tout autant que les conflits, entre le territoire d'état et les territoires locaux.

Roth défend ainsi l'idée que la compréhension du rôle que les processus de territorialisation peuvent jouer dans les conflits associés à la conservation peut nous informer sur

l'émergence de nouvelles territorialités et de nouvelles stratégies spatiales de conservation dans les paysages habités. Il plaide pour que les territoires de conservation soient construits sur la base de frontières multiples, à la fois flexibles et décidées à la suite de processus de négociation, afin de permettre la coopération multi-scalaire, pour une co-gestion viable, entre les institutions gouvernementales, les groupes locaux d'usagers de l'espace et des ressources et les autres groupes et institutions (Western et al., 1994 ; Stevens, 1997).

Pour Zimmerer (2000), les conflits issus des politiques environnementales peuvent être analysés comme des conflits entre *les spatialités complexes* qui façonnent les pratiques locales de gestion des ressources d'une part et *les espaces abstraits* qui prétendent organiser les pratiques de gestion des ressources à travers la création de territoires de conservation d'autre part. La création de ces territoires repose sur l'hypothèse que l'environnement est statique et peut être figé dans des frontières uniques et rigides. Cette hypothèse est réfutée par la "nouvelle écologie" (Scoones, 1999) qui refuse l'idée que les écosystèmes soient des entités closes, autorégulées et homéostatiques et qu'il y ait des relations directes entre les hommes et l'environnement dans les processus de changements environnementaux, pour lui préférer les principes de la théorie biologique du non-équilibre²⁹ (Scoones, 1994 ; Zimmerer, 1994 ; Turner, 1998 ; Zimmerer, 2000).

Considérant au contraire que les environnements sont créés de façon dynamique et récursive selon des modalités non-linéaires, non-déterministes et contingentes (Hilborn et al., 1993 ; Holling, 1993) et que la prise en compte des flux biologiques et des superpositions de spatialités doit servir d'assise aux politiques environnementales, Zimmerer insiste sur la nécessité de construire des territoires de conservation qui soient davantage basés sur un patchwork d'espaces juxtaposés définis en relation avec les populations et leurs activités que sur une entité unique délimitant un espace ou les ressources qu'il porte avec une échelle rigide (Zimmerer, 1999).

Un usage et une protection raisonnés des ressources sont en effet intimement liés aux activités des complexes Humain-Environnement (incluant les pratiques des institutions

²⁹ La théorie du non-équilibre suggère que le nombre d'espèces augmente ou diminue selon la façon dont l'environnement influence la production, l'échange et l'extinction des espèces à un moment donné. Cette théorie est à rapprocher de l'hypothèse des perturbations intermédiaires (en anglais *IDH*) qui exprime l'idée que la diversité spécifique est maximale quand les perturbations écologiques ne sont ni trop rares, ni trop fréquentes. De ça découle l'idée que c'est la variabilité écologique qu'il est important de conserver parce que cela permet de résister aux perturbations.

gérant les ressources communes, les activités des usagers des ressources contribuant à conservation, etc...), dont les échelles doivent être dimensionnées pour permettre le plus d'interactions possibles entre acteurs et entre acteurs et ressources. Ce dimensionnement implique une réflexion sur les échelles spatiales et temporelles des relations entre les sociétés et leur environnement, qui est souvent opérée par des changements d'échelles. Ces derniers sont communs dans l'analyse des relations entre les éleveurs et l'écologie des pâturages, ou de celles entre réformes foncières et dynamiques de la végétation, ou encore de la coordination entre les activités agricoles et la conservation (Blaikie et al., 1987 ; Meyer et al., 1992 ; Zimmerer, 1993 ; Turner, 1999b).

Zimmerer admet cependant que d'adosser la fabrication de territoires de conservation sur les théories écologiques du non-équilibre tout autant que sur les concepts d'hybride Nature-Société est aussi périlleux que prometteur. Les promesses en sont que ces concepts peuvent être intégrés à des politiques environnementales qui permettent aux groupes sociaux les plus défavorisés d'atténuer leur vulnérabilité. Toutefois, pour que cela marche, il est nécessaire que la conservation fasse partie d'un projet de ces populations visant à transformer les relations de pouvoir traditionnelles en des politiques qui sont plus responsables et redevables et intègrent mieux la justice sociale, avec le risque bien sûr que ces populations n'aient pas le pouvoir de réaliser cette mutation sinon par la violence.

Les écueils possibles d'adosser la fabrication des territoires de conservation à la théorie écologique du non-équilibre et au concept d'hybride nature-société est qu'ils peuvent tous deux alimenter ou renforcer, même si c'est de façon subtile, la mise en place de cadres de conservation rigides qui peuvent générer des injustices sociales et conduire à d'éventuelles dégradations environnementales (Botkin, 1990 ; Zimmerer et al., 1998). L'utilisation de ces concepts est en effet essentiellement liée au "nouveau mouvement des enclosures"³⁰, lié

³⁰ Le "mouvement des enclosures" fait référence à la réforme agraire qui a transformé, en Angleterre, essentiellement au cours du 17^{ème} siècle, une agriculture traditionnelle basée sur un système de coopération et de communauté d'administration des terres (généralement des champs de superficie importante sans limitation physique) en système de propriété privée des terres (chaque champ étant séparé du champ voisin par une barrière ou une haie, constituant ainsi des bocages). Les *enclosures* marquent la fin des droits d'usage, en particulier des communs, dont bon nombre de paysans dépendaient.

Le "nouveau mouvement des enclosures", fortement lié aux politiques néolibérales, fait référence à la privatisation de la nature, de ses ressources génétiques et culturelles. Il est rendu possible par le fait de déconnecter les droits d'accès et d'usage de la nature des droits fonciers et de pouvoir confier la gestion de l'environnement à des privés, quitte à ce que cela aboutisse à une marginalisation, voire à une exclusion des populations vivant sur les terres à protéger ou à gérer durablement (Heynen et al, 2007).

aux politiques néolibérales de privatisation de la Nature (Heynen et al., 2007) et à un appel de plus en plus important aux mécanismes du marché (Weber, 1998). En déconnectant la propriété de la terre de celle des ressources qu'elle porte et des services écosystémiques qu'elle offre, ces processus ouvrent la voie à un ensemble d'abus commis au nom de la conservation, pouvant aller de la violation des droits politiques et humains à la perte des droits d'accès aux ressources et des opportunités offertes par les socio-écosystèmes (Escobar, 1995 ; Schroeder, 1995 ; Guha, 1997 ; Goldman, 1998 ; Katz, 1998).

Un exemple très concret de ce genre d'abus commis au nom de la conservation et du développement intégrés nous est donné par le cas de la Côte d'Ivoire où la notion héritée de la géographie francophone de "terroir" a été détournée de son sens originel pour être désormais utilisée de façon très fonctionnaliste comme espace d'intervention pour la privatisation des terres, en s'appuyant sur la légitimité sociale que lui confère cette appellation (Bassett et al., 2007). Dans un texte fondateur publié dans *l'Homme* en 1964, Gilles Sauter et Paul Pélissier ont proposé une définition de terroir comme « une portion de territoire appropriée, aménagée et utilisée par le groupe qui y réside et en tire ses moyens d'existence » (Sautter et al., 1964b), notion à laquelle on peut rajouter la dimension historique et affective des liens qui unissent les habitants de ce territoire. La popularité de ce qui est devenu "l'approche terroir" à la suite de ce texte qui en fixait les grandes lignes de recherche pour le futur, tient à ce qu'elle est associée à la notion d'héritage local et de patrimoine (Blanc-Pamard et al., 1995), les processus socio-spatiaux à l'œuvre donnant forme et sens au terroir sans que cela aboutisse à la définition de limites claires. Avec "l'approche terroir", on fait l'hypothèse que des garants de bonnes pratiques environnementales sont plus à même d'émerger dans les lieux où les acteurs possèdent de fortes attaches historiques sur un espace géographique spécifique. Le défi pour les aménagistes est de ce fait d'identifier et de délimiter des territoires de conservation et de développement qui associent héritage patrimonial et gestion des ressources naturelles en différents lieux.

Un des glissements possible de cette approche "terroir" est toutefois que la recherche d'organisations socio-spatiales dans lesquels les projets de conservation et de développement peuvent être mis en œuvre peut aboutir à des conflits intra-communautaires fortement politisés sur le contrôle de la terre et des ressources ainsi que

sur le sens de l'héritage socio-culturel. Les terroirs en tant qu'espaces de conservation et de développement peuvent ainsi devenir des arènes de conflits entre les jeunes et les anciens, aussi bien qu'entre les autochtones et les immigrants même quand ceux-ci ont acquis leurs droits plusieurs générations auparavant (Gray, 2002 ; Raimond et al., 2010 ; Seignobos, 2010), résultant en une instabilité politique qui entrave plutôt qu'elle promeut la conservation et le développement intégrés et qui ouvre la porte à des opérations de privatisation et à des exclusions.

Tom Bassett et ses co-auteurs montrent ainsi, dans le cas de la Côte d'Ivoire, comment du concept initial qui définissait une approche de recherche dans le cadre de la géographie tropicale française dans les années 1960, la notion de terroir a progressivement glissé tout d'abord vers l'idée d'un site pour les programmes de recherche-développement et d'un cadre d'adoption de nouvelles techniques agricoles et d'aménagement de l'espace dans les années 1980³¹, puis vers un outil pour la planification de la conservation, la restructuration territoriale et la privatisation foncière à partir du milieu des années 1990 : dans les zones tampons autour des aires protégées pour le domaine de la conservation et au niveau des territoires villageois dans le cadre de la loi foncière rurale pour faciliter le processus de cadastrage et de privatisation des terres.

Tom Bassett et ses co-auteurs démontrent combien l'utilisation du terroir comme outil technocratique pour délimiter des terres au niveau des villages a pu avoir des effets pervers dans le nord de la Côte d'Ivoire³², du fait même que les systèmes de droits d'accès et d'usage sont complexes (Batterbury, 1998), dépendants non pas d'une communauté villageoise, mais d'une mosaïque de lignages au sein de laquelle les droits sur les ressources varient selon les groupes sociaux. En jouant sur une utilisation du concept de "terroir" qui donne de fait le sentiment que l'on tient compte des pratiques et des droits locaux, que l'on

³¹ Voir entre autres les travaux de Patrick Dugué au Yatenga, Burkina Faso (Dugué, 1990), ainsi que ceux réalisés par Christian Seignobos et André Teyssier au Nord Cameroun dans le cadre du DPGT (Développement Paysannal et Gestion des Terroirs), projet adossé à la SODECOTON (Seignobos et al., 1997 ; Seignobos et al., 1998 ; Teyssier et al., 2003b) sur ce que Tom Bassett et ses co-auteurs définissent comme des "néo-terroirs", en référence au glissement qui s'est opéré de l'approche terroir initiale à celle au service de la recherche-développement, vidée de sa signification patrimoniale le temps de la période de recherche-développement.

³² La situation est un peu différente dans le sud et le centre de la Côte d'Ivoire, régions pour lesquelles la loi foncière de 1998 a été faite et où les stratégies des autochtones vis-à-vis des allochtones installés de longue date comme planteurs n'ont pas été les mêmes qu'au Nord, les autochtones cédant aux migrants des espaces où les droits sont mal établis (vente ou don) dans la perspective de faire reconnaître leur statut de tuteur avec les avantages attendus (Chauveau, 2002 ; Colin, 2005 ; Chauveau, 2006).

cherche à promouvoir de la justice sociale et de l'équité, cette approche a permis d'aboutir à une privatisation des terres qui se fait au détriment des hameaux de migrants sans terroir et qui vise donc à les exclure, et à privilégier les droits des cultivateurs à l'exclusion des autres acteurs dont les systèmes d'activités ont une emprise spatiale qui dépasse cette échelle du terroir. Poussé à son paroxysme, cette logique de construction artificielle d'espaces coutumiers de conservation et de développement a produit des terroirs de violence et de d'expropriation des groupes considérés comme illégitimes qui ont été au cœur de la rébellion ivoirienne déclenchée en septembre 2002.

Ce processus de simplification, de standardisation et de rationalisation qui consiste à rendre des pratiques locales complexes en un système au format administrativement lisible et malléable (Scott, 1998), où la gestion des hommes et de leurs ressources est rendue plus facile par un contrôle social rapproché, se retrouve dans tous les processus de création de territoires de conservation et de développement, avec des effets tout à fait inattendus qui peuvent surprendre les concepteurs du projet eux-mêmes.

Au Mali, les travaux que nous avons menés, à l'échelle villageoise, sur le transfert d'autorité de gestion des ressources forestières à une catégorie bien particulière des populations rurales –des bûcherons “professionnels” organisés en coopératives- ainsi que sur la reconnaissance institutionnelle d'espaces de “forêt” dédiés, au sein du territoire villageois, à l'exploitation du bois par ces bûcherons nous a conduit à analyser en détail la chronique des effets territoriaux de ce processus réformateur (Hautdidier et al., 2004) tant ceux-ci ont provoqué des comportements spatiaux étonnants, dont certains peuvent être considérés comme des effets collatéraux positifs et d'autres négatifs, mais qui ont tous contribué à de nouvelles spatialités (Gautier et al., 2011).

Parmi les effets inattendus de cette réforme, les villageois ont redonné un contenu politique à leur territoire villageois, alors que celui-ci avait tendance à se vider de son sens dans un double contexte de décentralisation des pouvoirs à l'échelle des communes (qui couvrent au Mali les territoires de 10 à 20 villages) et de transfert d'autorité de gestion des ressources à des groupes professionnels sous la tutelle officielle des administrations déconcentrées et des autorités décentralisées, mais pas des pouvoirs coutumiers. Un des effets collatéraux positifs de la réforme forestière au Mali est donc une re-appropriation de l'espace par les villageois, ce qui est pour moi un préalable à toute gestion durable des ressources. Les effets

négatifs inattendus de la réforme forestière sur un plan territorial sont eux-mêmes des effets collatéraux des effets positifs. La reconquête de leur territoire par les villageois, par le biais des pratiques d'exploitation du bois, a conduit à un certain emballement et à des tentatives d'expansion territoriale, instrumentalisées par les chefs de village afin de tester les frontières de leur village, quitte à rentrer pour cela en conflit avec les villages voisins.

Cette réforme forestière qui était censée organiser les pratiques des bûcherons dans l'espace et dans le temps selon les principes d'une foresterie scientifique (avec quotas de coupe et rotation de parcelles de coupe), et cela dans une perspective de gestion durable des ressources ligneuses alimentant les grandes villes en bois, a de fait généré des processus de territorialisation divers : (1) revendications foncières des autorités coutumières qui ont compris l'intérêt qu'elles avaient à instrumentaliser les bûcherons pour ce faire et l'opportunité que cela représentait pour elles de se repositionner dans un jeu de pouvoir par rapport aux autorités communales et aux agents de l'État ; (2) mise à l'épreuve des limites territoriales villageoises par transgression de ces frontières par les bûcherons allant couper du bois hors des frontières de leur village ; (3) revendications, en retour, des limites territoriales des villages envahis par des démonstrations pouvant aller de la simple marque de peinture sur des arbres ou à des coupes rases réalisées autant en prévision de futures mises en culture que pour signaler l'appropriation de la terre.

L'observation de tous ces processus territoriaux à l'œuvre pendant 6 ans et leur description à la fois par des entretiens et de l'analyse diachronique d'images satellitales nous ont amené à trois conclusions majeures qui recoupent en partie celles des travaux de Tom Bassett sur les territoires de conservation et de développement en Côte d'Ivoire : (1) la création de nouvelles institutions territoriales, qu'elles soient liées à la décentralisation comme les communes ou au transfert de gestion des ressources ligneuses comme les "marchés ruraux de bois", ne peut pas négliger l'existence de pouvoirs tel que le pouvoir coutumier qui contrôle déjà l'accès à l'espace et aux ressources, sous peine de voir celui-ci revendiquer par tous les moyens son espace de pouvoir ; (2) la décentralisation qui, en tant que processus de territorialisation, est perçue par les services de l'État aussi bien que par les pouvoirs coutumiers³³ comme une perte de contrôle sur les hommes et les ressources (et donc

³³ Il est à noter que, si cela vaut dans le cas du Mali et de nombreux autres pays soudano-sahéliens, la décentralisation n'équivaut pas partout en Afrique à une perte de contrôle des pouvoirs coutumiers sur les hommes et les ressources. L'exemple du Nord Cameroun est à ce titre tout à fait exemplaire puisque les

potentiellement une perte de revenus monétaires) engendrent de la part de ces deux derniers pouvoirs des formes de résistance, avec des alliances possibles entre parties mais au détriment de la ressource ; (3) les pratiques spatiales de micro-niveau peuvent jouer un rôle central dans l'établissement de revendications territoriales.

De fait, il y a des risques certains à instrumentaliser ces pratiques de micro-niveau à la base des processus de territorialisation. Tout d'abord, les groupes sociaux qui sont considérés par les autochtones comme non ayant-droit peuvent être marginalisés voire exclus d'espaces où ils pratiquent des activités multiples nécessaires à leurs conditions d'existence (Nijenhuis, 2003). Cette défense de "l'autochtonie" n'est pas nouvelle, puisque les administrations centrales en Afrique de l'Ouest ont très généralement donné la priorité à la mise en valeur agricole au détriment de celle pastorale ou de cueillette, et par voie, accordé plus de droits aux agriculteurs qu'aux éleveurs. Mais cette revendication "autochtone" prend une tournure nouvelle avec l'exploitation des ressources ligneuses pour la vente parce qu'elle est intensive et génère des flux monétaires importants et surtout parce qu'elle implique des espaces de brousse en périphérie des terroirs qui n'étaient pas jusque là l'objet de revendications explicites, mais le deviennent.

chefferies peules (les lamidats) sont encore très puissantes et qu'une alliance s'est établie entre le gouvernement central et ces chefferies qui « octroient à ces dernières l'administration de leurs territoires coutumiers et sont bien représentées dans les plus hautes sphères dirigeantes, tant qu'elles restent fidèles au pouvoir et qu'elles le manifestent lors des échéances électorales » (Teyssier et al., 2003a). Il y a donc en pratique une forme de recouvrement entre les pouvoirs décentralisés naissants et les pouvoirs coutumiers, qui peut conduire à des compétitions entre eux, sinon à une mise sous tutelle des pouvoirs décentralisés par les pouvoirs coutumiers.

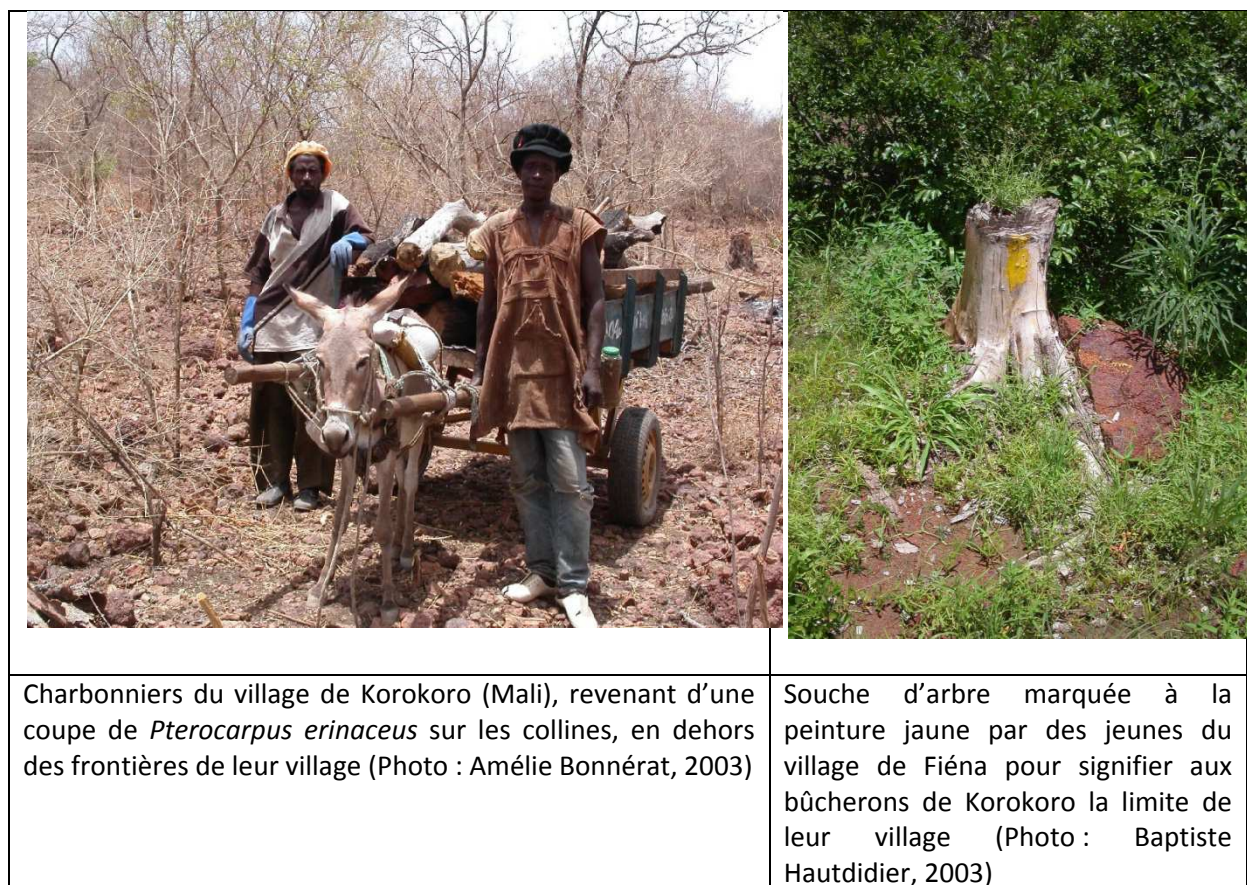


Figure 15 : Conflit territorial inter-villageois issu de la création d'un territoire de coupe dédié à une coopérative de bûcherons qui en est bien vite sorti pour aller chercher de la ressource de meilleure qualité chez les voisins

Deuxièmement, pour réaffirmer ou recouvrir leurs autorités sur des espaces qu'elles considèrent comme des territoires sous un contrôle qu'elles exercent dans la pratique mais ne leur a pas jamais été formellement reconnu depuis la colonisation, les autorités coutumières peuvent aller extrêmement loin dans l'instrumentalisation des nouveaux territoires, même si elles doivent pour cela ordonner une exploitation minière plutôt que durable des ressources, comme cela a également déjà été observé en Inde (Sundar, 2001) et comme nous l'avons observé au Mali. Même si la plupart des autorités coutumières sont concernées par le futur de la ressource elle-même, l'enjeu de revendication territoriale sur les brousses qu'offre ce processus de transfert d'autorité de gestion des ressources aux populations locales est tel qu'il y a un risque réel, du fait des contradictions entre les différents pouvoirs, que la ressource ligneuse soit sacrifiée sur l'autel de la compétition entre institutions pour l'appropriation de ces espaces d'usage extensif et d'accès peu contrôlé.

Les premières victimes de ces ajustements institutionnels sont évidemment les populations les plus désavantagées puisque le commerce du bois peut potentiellement les sortir de l'extrême pauvreté (Hautdidier et al., 2005). Mais à moyen terme, il est aussi possible que ce processus de territorialisation des brousses périphériques puisse permettre de concilier intérêts individuels et collectifs à l'échelle du village et puisse également renforcer les pouvoirs locaux dans leurs interactions avec les institutions ou avec les acteurs en charge de la gouvernance des territoires qui sont imposés de l'extérieur, qu'ils soient liés au processus de décentralisation ou à une filière commerciale. C'est en tout cas une hypothèse que je formule à la suite de mes recherches au Mali mais qu'il ne sera possible de tester probablement que dans une dizaine d'années, le temps que les ajustements institutionnels s'opèrent, que les processus de territorialisation nés de la décentralisation et des transferts de gestion se stabilisent et que des pratiques plus durables de gestion des ressources puissent émerger.

Ce travail au Mali sur les processus de territorialisation dans le contexte de mise en place de territoires de conservation et de développement dans des espaces où préexistent déjà d'autres formes de territoires a donné lieu en 2010, dans le cadre du projet SETER³⁴, à un travail comparatif entre les travaux de Tom Bassett en Côte d'Ivoire (Bassett, 2002 ; Bassett et al., 2007), ceux de Nancy Peluso en Indonésie (Peluso, 1992 ; Peluso et al., 2001a ; Vandergeest et al., 2006 ; Peluso, 2008) et ceux que j'ai conduit avec mon équipe au Mali (Hautdidier et al., 2004 ; Gautier et al., 2011).

Cette comparaison nous a conduit à formuler une thèse sur l'émergence de nouvelles territorialités à la suite de la mise en place de territoires d'État, dont il est important de rappeler qu'elle implique une délimitation de frontières officielles, une régulation légale des usages et un aménagement de l'espace, l'ensemble conduisant à créer de nouveaux sujets et de nouvelles subjectivités, ainsi que l'ont notamment démontré Nancy Peluso et Peter Vandergeest en Asie du Sud-Est (Malaysie, Thaïlande et Indonésie) où les États ont défini des forêts en fonction de leur régime de propriété étatique plutôt qu'en termes écologiques, mettant ainsi l'accent sur l'origine politique de ces forêts ("*political forests*") plutôt que leur origine naturelle (Peluso et al., 2001a).

³⁴ Cf. Volume 1, partie 4.1.

Cette thèse peut être formulée de la manière suivante : les objectifs de contrôle des hommes et des ressources par la création de territoires d'État sont modifiés par les territorialités pré-existantes pour produire de nouvelles territorialités inattendues. Cette thèse a été testée sur trois cas d'étude : (1) la privatisation de l'économie du coton en Côte d'Ivoire avec ses corollaires qui sont la vente des usines d'égrenage à des compagnies privées et la création de territoires du coton rattachés à chacune de ces compagnies ; (2) la gestion des forêts de teck à Java, sur lesquelles l'État a maintenu son contrôle malgré le processus de décentralisation lancé en 2000 à la suite de la chute de Suharto en 1998 et qui étaient dévastées par les populations riveraines, donnant lieu dans un premier temps à des conflits armés, entre 1998 et 2004, puis, à partir de 2005 à des ajustements dans les principes d'aménagement et les pratiques de gestion au profit des populations locales qui se sont réappropriés ces espaces ; (3) enfin, troisième cas, décrit plus haut : le transfert d'autorité de gestion des ressources ligneuses aux populations locales au Mali.

Dans les trois cas, nous nous sommes posés la question de savoir comment les bailleurs de fonds internationaux et les agences étatiques utilisaient la territorialisation pour atteindre leurs objectifs de contrôle des populations et de l'exploitation des ressources naturelles ; puis nous nous sommes interrogés sur l'impact de la création de ces territoires d'État sur les territoires pré-existants : comment les territoires d'État nouvellement proposés ou imposés interagissent-ils avec les territoires existants et quelles nouvelles territorialités et conséquences inattendues ont émergés de ces interactions ?

Les principales conclusions auxquelles nous avons abouti³⁵ sont que : (1) les territoires d'État pour le développement durable changent intentionnellement l'accès aux ressources, le contrôle et la gestion de ces ressources ainsi que les subjectivités ; (2) ces territoires interagissent avec des pratiques et notions territoriales pré-existantes pour produire de nouvelles territorialités et de nouvelles subjectivités ; (3) il existe des limites à l'instrumentalisation de la territorialisation comme une stratégie de gestion des ressources, du fait des décalages entre la régulation légale et son application.

Ces résultats issus d'une comparaison entre trois cas d'étude demandent bien entendu à être éprouvés sur d'autres terrains, et sur d'autres thématiques. Mais il s'agit là d'un angle

³⁵ La démonstration qui nous a permis d'aboutir à ces conclusions se trouve dans le projet de papier que je me suis permis de sélectionner dans le volume 2 de mon HDR, même s'il ne s'agit encore que d'une version non finalisée. Je vais ici à l'essentiel.

d'attaque qui pourrait s'avérer fécond sur les processus de territorialisation dans un contexte où les projets de conservation et de développement sont de plus en plus fréquemment définis par des communautés épistémiques mondiales, au nom d'enjeux planétaires qui sont censés transcender les intérêts nationaux ou locaux, et financés selon une perspective néolibérale qui conduit à s'appuyer sur des mécanismes de marchés pour imposer des principes d'aménagement et de gestion, sans forcément se soucier de ce qui préexistait à ces projets et notamment des territorialités préexistantes.

Cet examen des conséquences de l'imposition de territoires étatiques en un lieu conduit à une réévaluation complète des relations entre les usagers de la nature, les autorités coutumières et décentralisées, les autres acteurs ayant du pouvoir à l'échelle locale comme les agents déconcentrés de l'État ou les ONG, les administrations centrales, les agences étatiques et les bailleurs de fonds :

1. Sous quelles conditions les gens exploitent-ils les ressources de la nature ? Comment cela a changé au cours du temps et pourquoi ?
2. Comment les pratiques de tous les jours peuvent-elles servir de support à des revendications territoriales qui deviennent *de facto* des droits sur le foncier et/ou les ressources ?
3. Comment ces revendications interagissent avec les autres droits, coutumiers ou "positifs" ? Comment contribuent-ils à la construction de nouvelles territorialités ? Et quels sont les effets de cette inflation de territoires « donnés » et « construits » sur la dynamique de l'utilisation des ressources et sur les acteurs qui en vivent ?

3.3. Les décalages entre territoires de conservation et dynamiques écologiques et d'utilisation du sol

La création de territoires de conservation, généralement de nature néolibérale et "donnée" selon une approche top-down, est considérée par des groupes de pouvoir aux intérêts différents, comme les environnementalistes, les politiciens, et les bailleurs de fonds qui les supportent, comme un processus satisfaisant. En effet, ce processus de territorialisation est

perçu par les uns ou les autres comme une simplification qui consiste à transformer « ce qui était autrefois un hiéroglyphe social en un système de format à la fois plus lisible et administrativement plus malléable » (Scott, 1998). Il permet à la fois à l'État de mettre en œuvre une nouvelle « stratégie spatiale qui affecte, influence ou qui contrôle les ressources et les populations en contrôlant les espaces » (Sack, 1986) et aux environnementalistes de surveiller de façon rapprochée la gestion et l'exploitation des ressources, patrimoine mondial (Goldman, 1998).

Pourtant, bien souvent, ce compromis trouvé entre acteurs de pouvoir n'est ni approprié pour la Nature, ni pour les pratiques locales de gestion des ressources. En effet, les échelles des activités humaines et de leur régulation ne correspondant généralement pas aux échelles de gestion environnementale (Hobbs, 1998 ; Brunckhorst et al., 1999 ; Lepart et al., 2006). Entre autre exemple, qui sera développé par la suite car il est très illustratif, les zonages pour l'aménagement des territoires de conservation peuvent ne pas correspondre aux flux et aux mouvements des ressources pastorales et des troupeaux (Turner, 1999c ; Turner, 2006 ; Bassett, 2009).

Par ailleurs, les socio-écosystèmes sont fondamentalement dynamiques. Or, en créant ces territoires de conservation et de développement, on fixe les acteurs locaux et leurs pratiques dans l'espace, et en les fixant dans l'espace, on les fixe dans le temps, prenant le risque, du fait d'un décalage entre les territoires de conservation et les espaces de pratiques, d'une dégradation rapide des ressources. Dans un certain nombre de cas, on observe ainsi qu'il existe un décalage entre la définition des territoires de conservation et l'espace sur lequel s'exerce l'activité qui a justifié la création de ces territoires de conservation, mais aussi entre ces territoires de conservation et les processus écologiques qui s'y déroulent.

L'environnement n'est en effet pas qu'une simple arène dans laquelle les conflits pour l'accès aux ressources et leur contrôle s'inscrivent. La Nature et les processus biophysiques jouent un rôle actif dans le façonnage des dynamiques Humains-Environnement (Zimmerer et al., 2003a). L'évaluation de ces processus biophysiques dépend de concepts et d'analyses de sciences environnementales comme l'écologie et la géographie. Dans le même temps, la manière dont ces processus sont choisis pour être étudiés et les échelles auxquelles ils sont étudiés dépendent des représentations politiques et culturelles de la Nature et des discours qui leur donnent corps et sens (Cronon, 1992 ; Bryant, 1998). Les interactions entre échelles

écologiques et échelles sociales sont donc centrales dans le façonnage des dynamiques politiques et écologiques.

3.3.1. Décalage entre territoires de conservation et processus écologiques

En préambule de cette partie, il convient de relever qu'il est de plus en plus difficile de traiter des processus écologiques et de la conservation des espèces animales ou végétales sans s'intéresser également aux processus d'usage des ressources avec lesquels ils sont en interaction de plus en plus prononcée. Les processus environnementaux interagissent en effet avec des processus sociaux et des représentations, créant différentes échelles d'interactions mutuelles qui produisent des complexes nature-sociétés distincts. Cette prise en compte de la complexité des rapports Humains-Environnement a obligé progressivement les écologues à intégrer les questions d'interaction entre échelles naturelles et sociales et à changer régulièrement de cadres théoriques pour analyser les processus écologiques en relation avec les activités humaines (Marty et al., 2005).

Dans les années 1970-1980, le cadre théorique dominant en sciences du vivant était celui des emboitements hiérarchiques d'échelles, qui relève d'une conceptualisation des échelles comme une série de niveaux socio-spatiaux pré-établis (Laborit, 1974 ; Allen et al., 1982 ; Long, 1985 ; Atlan, 1986). C'est ce cadre qu'a adopté Piers Blaikie dans ses premiers travaux sur l'érosion des sols pour élaborer une chaîne d'explications, conçue de façon hiérarchique, mettant en évidence la façon dont les processus d'économie politique multi-scalaires affectent l'usage des ressources au niveau local (Blaikie, 1985).

Mais ce cadre a été l'objet de discussions interdisciplinaires (Muxart et al., 1992). Il est remplacé aujourd'hui par de nouvelles approches qui s'appuient sur l'idée qu'il existe une grande variété de configurations d'échelles d'interactions nature-sociétés qui relèvent de patterns verticaux (hiérarchiques, emboîtés) mais aussi horizontaux (réseaux) (Jonas, 1994). Ces nouvelles approches sont notamment issues de la littérature sur l'écologie du paysage et celle relative à la construction sociale des échelles qui l'une et l'autre mettent en évidence la nature relationnelle et simultanée des échelles Humains-Environnement (Wiens, 1989 ; Delaney et al., 1997 ; Brandt, 1999 ; Marston, 2000 ; Naveh, 2000).

C'est dans ce cadre théorique que s'inscrivent désormais mes travaux, ayant été moi-même confronté à la difficulté de définir des entités socio-spatiales qui permettent de faire dialoguer utilement des processus écologiques avec des processus sociaux, que ce soit en pays Bamiléké (Gautier, 1996b), en Cévennes (Gautier, 1997 ; Gautier, 2000), sur le Causse Méjan (Gautier et al., 1997) ou en région soudano-sahélienne (Gautier et al., 2003), respectivement avec le motif spatial de concession, de quartier et de "terroir".

Sur un plan strictement écologique, les exemples ne manquent pas en effet pour montrer l'inadéquation entre les territoires de conservation destinés à protéger des espèces (végétales et animales) et les flux d'espèces et des gènes qui sont nécessaires au brassage génétique et qui rendent ces espèces à préserver moins vulnérables aux perturbations biophysiques (dont la variabilité climatique) ou humaines (dont la fragmentation des paysages sous l'effet notamment des défriches agricoles). En maintenant les espèces à protéger dans un îlot de conservation, on prend le risque d'une détérioration du patrimoine génétique, d'une diminution des facultés à s'adapter aux évolutions du milieu, notamment sous la pression anthropique mais aussi sous l'effet des changements environnementaux globaux, et donc d'une disparition des espèces que les territoires de conservation étaient destinés à protéger.

Or, une grande partie de l'écologie de conservation repose toujours sur les espaces cloisonnés, appelés « îles », dans lesquels on souhaite préserver les espèces ou les écosystèmes en danger, dans un objectif de conservation biologique et parfois de récréation des citoyens. Ce type de réserves, hérités de la mystique anglo-américaine du 19^{ème} siècle ayant donné naissance au parc Yellowstone aux États-Unis³⁶, qui deviendra un modèle et dont une des figures archétypiques actuelles est le parc Krüger en Afrique du Sud, ont des racines culturelles et politiques (McCarthy, 2002) : il s'agit de l'expression d'un pouvoir politique tant dans son existence même que dans la distribution spatiale des espèces au sein de ses paysages (Neumann, 1992 ; Robbins, 2004).

Ainsi la plupart de ce genre de parcs a été conçu, en des lieux donnés et avec une dimension et une forme données, selon des considérations avant tout politiques. Ces réserves écologiques peuvent avoir été établies sur des représentations idéalisées, parfois liées à des

³⁶ Créé en 1872, le Yellowstone est le plus ancien parc national au monde. Le 1^{er} mars 1872, le président américain Ulysses Grant signa le décret créant le Yellowstone National Park afin d'en faire un lieu « exempt d'exploitation mercantile, voué à la satisfaction du peuple ».

idéologies fondamentalistes religieuses, d'une nature "primitive" qui aurait survécu dans les pays industrialisés à une anthropisation forte du milieu (bien que cette Nature soit en réalité généralement fortement remodelée comme dans le cas du Yellowstone avec la réintroduction du loup (Robbins, 2004)). Ou, par contraste, elles peuvent avoir été établies sur une vision édénique d'une Nature non-humanisée dans les pays du Sud (Anderson et al., 1987) (bien qu'il soit prouvé depuis longtemps que l'homme est intervenu dans le façonnage et le maintien de ces écosystèmes prétendument virginaux), conduisant ainsi les pouvoirs coloniaux et postcoloniaux à considérer la protection et l'enclosure de la nature comme un impératif.

Dans ce cas, la localisation de ces réserves est souvent davantage dictée par des contraintes d'aménagement du territoire que par des considérations écologiques. Les administrateurs ont ainsi été amenés à implanter les réserves écologiques dans des régions peu peuplées où il était plus facile de les installer et de les faire accepter par les populations locales (cas des parcs nationaux du Niokolokoba au Sénégal, du W entre Bénin, Burkina et Niger, de la Pendjari au Bénin, de la Comoé en Côte d'Ivoire, ou de Zakouma au Tchad, entre autres).

Ces réserves peuvent enfin être le fruit d'une volonté de résistance à une artificialisation trop rapide du milieu qui appelle à une forme de résistance naturaliste (cas du parc des Ecrins ou de la Vanoise en France créés en réaction à la multiplication des stations de ski et où il existe un partage entre des zones périphériques tournées vers le tourisme hivernal de masse et des zones centrales qui restent intangibles en termes de constructions d'artefacts et d'infrastructures (Champollion et al., 1977)).

Mais au-delà de ces considérations politiques souvent déterminantes, notamment en ce qui concerne la localisation des territoires de conservation, les autres attributs spatiaux des réserves dans lesquelles les espèces sont appelées à se maintenir –c'est-à-dire la taille et la forme- sont généralement définis en fonction de la théorie de la biogéographie insulaire qui a fourni les bases théoriques historiques à la définition des réserves conçues comme des habitats insulaires (MacArthur et al., 1967). Les principes des modèles de biogéographie insulaire portent sur la richesse en espèces et sur la façon dont celle-ci est maintenue dans un système d'îles qui sont sujettes à l'immigration et sur lesquelles des espèces s'éteignent. Cette théorie dite encore de "l'équilibre dynamique" permet de prédire le nombre des espèces présentes sur une île en fonction de la surface de l'île et de la distance au continent

voisin, source d'individus. Le nombre d'espèces est d'autant plus important que la surface de l'île est grande et qu'elle est proche du continent source.

Cependant, même si elle a permis de structurer un grand nombre de recherches, cette théorie porte plus sur la richesse en espèces que sur la dynamique d'une population donnée. Elle a de ce fait suscité de nombreuses controverses. Les espèces, tout comme les écosystèmes, peuvent en effet faire preuve de fortes dynamiques qui ne peuvent être contenues dans des territoires de conservation pour lesquels une logique de géographie politique s'est imposée à celle de géographie écologique, prenant ainsi le risque de rendre des espèces qui ont la nécessité de migrer vulnérables aux perturbations environnementales (Botkin, 1990). Les comptages réalisés par le CIRAD dans le parc national de Zakouma au Tchad montrent ainsi que, si les buffles et les lions restent dans les 300.000 ha du parc, toute la population des 1.200 damalisques en sort saisonnièrement, la plus grande partie des hippotragues et des bubales aussi (Pierre Poilecot, com. pers.), et sur les 3000 éléphants recensés en 2006, 1.500 sont sortis du parc cette année-là (Poilecot et al., 2010).

Ce canevas dominant en écologie de la conservation a donc progressivement été abandonné pour laisser place au concept de *métapopulation* énoncé par (Levins, 1970) qui met l'accent sur la dynamique de connexion des taches d'habitats et la survie d'un ensemble de populations locales (Hanski et al., 1997 ; Weins, 1997), ou à l'échelle des paysages, sur la façon dont les écosystèmes voisins affectent le mouvement des individus et les autres processus de la population (Forman et al., 1986).

Pour qu'un système de réserves fonctionnel soit développé, il est nécessaire de prendre en compte les caractéristiques du paysage dans son ensemble. Les processus de colonisation ou d'extinction sont en effet dépendants de la structure (isolement, taille, forme) et de la dynamique des paysages. Il est en particulier nécessaire de comprendre comment les écosystèmes entre les réserves influencent le mouvement des individus (Pulliam, 1988). L'existence de couloirs biologiques permettant les flux d'individus disperseurs entre chaque sous-population favoriserait en principe le maintien de métapopulations et donc des espèces à long terme.

Cette considération a conduit la communauté scientifique à s'intéresser au concept de "*corridor*" qui fait florès dans les milieux de la conservation, en particulier depuis 2003 et le V^{ème} congrès mondial sur les parcs naturels de Durban où il est devenu un axe essentiel des

nouvelles politiques de conservation, jusqu'à être promulgué comme un domaine scientifique en lui-même (Hilty et al., 2006), même s'il était déjà formalisé dans le domaine de l'écologie du paysage depuis plus de 20 ans (Forman et al., 1981). La survie d'une espèce dans un habitat fragmenté (qui est de plus en plus la règle compte tenu de l'impact croissant des activités humaines sur l'organisation de l'espace) dépend en effet des relations spatiales entre les taches d'habitats, de la taille relative des taches d'habitats, du potentiel reproducteur de l'espèce, et de sa capacité de dispersion (Fahrig et al., 1994).

Les corridors, éléments linéaires qui relient les taches d'habitat favorable, peuvent de ce fait assurer un pont écologique pour les espèces entre les taches d'habitat, permettre aux animaux de migrer et aux graines et pollens de se disperser pour permettre ainsi un brassage génétique, faciliter ainsi la recolonisation des taches d'habitats dont les populations se sont éteintes et réduire la consanguinité dans la métapopulation et les risques de détérioration du patrimoine génétique (Damschen et al., 2006). Cependant, même si le rôle de conduit ou de "lien" pour assurer la connectivité et les mouvements est central dans la définition d'un corridor (Bennett, 1999), il n'est pas le seul. Le corridor, s'il est assez grand, large et long, peut également assurer une fonction d'habitat quand il fournit les ressources pour la survie, la reproduction sur plusieurs générations et le mouvement des espèces (Rosenberg et al., 1995).

Cependant, les corridors n'ont pas que des effets positifs pour les espèces (Simberloff et al., 1987 ; Hobbs, 1992 ; Hanski et al., 1997 ; Weins, 1997). Par exemple, les connexions entre les taches peuvent faciliter le mouvement des prédateurs (Noss, 1987), des maladies ou des espèces invasives (Beier et al., 1998 ; Thomas et al., 2006) tout autant que des espèces visées par la mise en place de ces corridors. Par ailleurs, l'existence physique de corridors ne garantit pas que les individus vont se déplacer par ces structures si, par exemple, l'habitat au sein du corridor n'est pas suffisamment favorable à l'espèce visée (Burel et al., 1999). Enfin, un corridor qui peut être bénéfique à la conservation d'une espèce peut être néfaste à une autre.

Selon Richard Hobbs (1992), il est aussi difficile de prouver les effets positifs que négatifs de la présence de corridors. Autant les effets positifs des corridors sur les flux d'animaux sont démontrés par une abondante littérature, autant ceux sur les flux de gènes effectifs qui permettent aux espèces de s'adapter à long terme sont sujets à caution. Il n'y a pas encore

de réponse claire à la question de savoir si les corridors entretiennent la connectivité fonctionnelle (Beier et al., 1998).

Sans rentrer dans ces controverses écologiques, il est intéressant de noter combien le concept de corridor a pu être instrumentalisé par les politiques pour justifier la création de nouveaux territoires de conservation, à des fins parfois louables de préservation de l'environnement, mais parfois moins avouables de contrôle des hommes et des ressources ou de captation de la rente environnementale, comme dans le cas du corridor de Fianarantsoa à Madagascar (Blanc-Pamard et al., 2005)³⁷.

Les travaux de Stéphanie Carrière-Buchsenschutz (2006, 2008) à Madagascar nous offre une bonne illustration de cette instrumentalisation. Alors que ce pays ne comptait en 2006 que 3% du territoire national en aires protégées légales, bien que les liens entre le gouvernement Malgache, les scientifiques et les grandes ONG environnementalistes³⁸ s'étaient resserrés dès les années 1980, compte-tenu du patrimoine naturel exceptionnel de ce pays, ce n'est qu'à l'occasion du congrès de Durban, que le président de l'époque, Marc Ravalomanana, a déclaré que le pays devait porter en 5 ans la surface des aires protégées de 3 à 10%, soit de 1,7 à 6 millions d'hectares.

Plusieurs facteurs ont contribué à ce que les corridors de conservation constituent l'outil privilégié pour créer ces aires protégées dans un délai très court, qui tiennent davantage de considérations autres qu'écologiques (Carrière-Buchsenschutz, 2006). Sur ce dernier point en effet, les résultats scientifiques manquent. Tous les scientifiques interrogés par Stéphanie Carrière-Buchsenschutz emploient le conditionnel pour évoquer le rôle présumé des corridors dans la conservation à Madagascar. Leur fonction fait l'objet d'interprétations diverses parmi lesquelles : un rôle stratégique pour la migration des espèces et un garant du brassage génétique bien sûr, mais aussi un rôle économique de château d'eau pour les rizières, une protection naturelles des espèces, une forêt où abondent les ressources naturelles, un espace d'activités sous gestion durable. En l'absence de certitudes scientifiques, c'est avant tout le principe de précaution qui prévaut.

³⁷ Selon Blanc-Pamard et al. (2005), le marché de l'environnement est bien développé dans le corridor de Fianarantsoa. Il fournit d'importants financements à l'Etat Malgache, aux agences d'exécution du PNAE, à des programmes spécifiques de grandes ONG (*Landscape Development Intervention*), aux ONG de la conservation (CI, *World Wide Fund for nature*), ainsi qu'aux ONG locales appuyées par des bailleurs de fonds internationaux tels que USAID.

³⁸ notamment *Conservation International* (CI) et *Wildlife Conservation Society* (WCS)

Mais si scientifiques et ONG environnementalistes s'accordent pour doter les corridors forestiers de nombreuses qualités écologiques parfois fondées mais non encore prouvées, parfois imaginaires, c'est dans le but de produire des arguments forts pour convaincre les responsables politiques et les bailleurs de fonds de soutenir leurs actions. Quand on sait que la plupart des experts biologiques ou écologues actifs à Madagascar ne sont pas issus du milieu de la recherche publique du pays mais des organismes "acteurs" ou des "bailleurs" de la conservation, on peut avoir quelques réserves sur des discours qui, énoncés au nom de la Science, servent en réalité à construire un argumentaire destiné à imposer la politique qu'ils ont reçu la charge de défendre (Roqueplo, 1991).

De leur côté les bailleurs de fonds qui les financent ont un calendrier plus serré. Il leur faut des méthodes de diagnostics, des indicateurs, des "recettes" donnant des résultats visibles rapidement, faute de quoi ils risquent de voir leurs fonds se tarir (Moreau, 2004). Considérant le fait que le concept de corridor est parfaitement adapté à la forme que revêtent les forêts du pays, qui se présentent généralement comme des bandes longues et plus ou moins étroites, on comprend bien pourquoi ce concept a été si vite adopté à Madagascar, à partir de l'expérience pilote du corridor de Fianarantsoa en 2005, que décrit Stéphanie Carrière-Buchsenschutz (2006) et qui été appuyé par les ONG internationales CI, WCS ainsi que par USAID.

Dès lors, on comprend pourquoi certaines ONG environnementalistes ont intégré dans leur acception du concept de corridor le fait qu'il facilite la création de nouvelles aires protégées puisqu'il leur permet de ce fait d'assurer la pérennité de leurs actions. Certes, les corridors assurent certainement un rôle fonctionnel de connectivité pour les espèces, mais ils représentent surtout à Madagascar d'excellentes opportunités de conservation pour parvenir à l'objectif de mise en territoires de conservation de 10% du pays. De nécessaires aux flux des espèces et des gènes, les corridors deviennent essentiels à la politique de conservation pour réussir le défi de la vision Durban (Carrière et al., 2008), les plans d'aménagement des futurs sites de conservation ne se focalisant du reste pas spécialement sur les quelques espèces clés qui utilisent ces corridors et servent de justificatif à leur création (Chaboud et al., 2008). On voit ainsi comment à Madagascar des considérations d'économie politique de l'environnement ont pris le pas sur des considérations écologiques.

D'autres exemples de ce type peuvent être trouvés en Amazonie où les corridors

écologiques servent au moins autant de barrière à l'avancée du front pionnier au Brésil que de couloirs de connectivité des espèces entre îlots de biodiversité (Monica Castro, com. pers.).

En Afrique également, Jesse Ribot note qu'une approche paysagère de la gestion des ressources et de la biodiversité peut servir de prétexte pour maintenir le contrôle sur les ressources naturelles à des niveaux de gouvernance élevés, généralement nationaux, en dépit des processus de décentralisation en cours (Ribot, 2004 ; Ribot et al., 2006).

On réalise ainsi combien, à défaut d'avoir des certitudes sur la localisation, la taille et la forme des territoires de conservation destinés à protéger telles espèces ou tels écosystèmes, même si le modèle îles-corridors est actuellement dominant, les scientifiques, même de bonne volonté, participent d'un jeu trouble avec les bailleurs de fonds et avec les politiques qui n'hésitent pas, à l'occasion, à se servir des dernières avancées de la science en matière de conservation pour les instrumentaliser à des fins de contrôle des populations et des ressources, ou à des fins financières.

Une manière un peu iconoclaste de considérer la question de la préservation écologique au sein de paysages de plus en plus anthropisés et fragmentés est justement d'admettre que l'on connaît peu de choses sur l'impact des activités humaines sur la nature dans les complexes Humains-Environnement, et qu'il n'y a pas de raison *a priori* de considérer que les pratiques de contournement des règles qui régissent les territoires de conservation soient néfastes à la préservation des espèces. On peut même imaginer au contraire qu'elles peuvent parfois avoir des effets écologiques inattendus et positifs (Robbins et al., 2006).

Ces pratiques de contournement qui ont tendance à devenir la règle dans les lieux, comme en Afrique, où le contrôle de l'accès et de l'usage des ressources n'est pas ou peu efficace, doivent être considérées comme des types de perturbation écologique qui offrent la possibilité d'atteindre les objectifs de conservation ou au contraire de s'en écarter, mais qui, en tout cas, ne peuvent être exclus de la réflexion sur la définition des territoires de conservation. Paul Robbins et ses co-auteurs considèrent ainsi que les pratiques d'exploitation des ressources, clandestines ou non, participent de la construction de mosaïques paysagères, qui ne sont pas aléatoires mais au contraire prédictibles, et dans lesquelles l'hétérogénéité spatio-temporelle des paysages et la biodiversité qui lui est associée sont maintenues sinon augmentées. Ils suggèrent de ce fait que les usages

clandestins et non sanctionnés d'acteurs dans les territoires de conservation ne rentrent pas nécessairement en conflit avec les objectifs de conservation et d'amélioration de la biodiversité, suivant le contexte et la nature des activités humaines. Dans les cas où les usages illicites produisent des mosaïques paysagères qui sont fortement en phase avec les modèle de gestion de la biodiversité en mosaïque, il n'est alors pas incongru de considérer les contrevenants comme des agents écologiques positifs.

Tout comme il est important, avant la création d'un territoire de conservation, de se poser la question de savoir quelles espèces ou quels écosystèmes on veut préserver, il est donc tout aussi important de comprendre pourquoi les usagers des ressources contournent ou violent les règles de conservation, que ce soit par nécessité ou par méfiance voire par hostilité à l'égard des institutions en charge de la gouvernance des territoires de conservation qui sont fréquemment perçues comme externes et illégitimes (Kull, 2002 ; Robbins, 2004). Cette analyse doit être suivie d'une discussion sur les motifs particuliers d'usage de la terre et des ressources qui résultent de ces formes de violation spécifiques et sur leurs impacts sur la biodiversité et la biomasse ainsi que sur la résilience du complexe Humains-Environnement (Peterson, 2002).

Ce point de vue iconoclaste offre des perspectives intéressantes dans le cas de la création de territoires de conservation et de développement pour la gestion durable des ressources forestières en région soudano-sahélienne. Au Mali par exemple, la part des coupes de bois illégales à destination du marché urbain est très importante. Le seul examen qui ait été fait des recettes fiscales provenant de la vente des permis de coupe bois et qui compare une estimation de la consommation moyenne du pays aux recettes de taxation enregistrées par le trésor public, montre, qu'en 1996, le taux de recouvrement des taxes n'était que de 7% pour l'ensemble du pays (Haaser, 1997). Par ailleurs, les enquêtes de flux aux entrées de la ville de Bamako, réalisées en 1989, 1994 et 2000 par le Projet *Stratégie Energie Domestique*, montrent que la part du bois provenant des marchés ruraux de bois est respectivement de 23%, 25% et 32%, -donc faible- pour des marchés dont l'implantation a été planifiée selon un schéma directeur d'approvisionnement de la ville pour couvrir les besoins de celle-ci, et sachant de surcroît que rien ne dit que les taxes ont bien été payées pour les quantités de bois provenant de ces marchés. La part du bois coupé illégalement et en dehors des espaces qui ont été désigné aux marchés ruraux de bois pour ce faire est donc très importante.

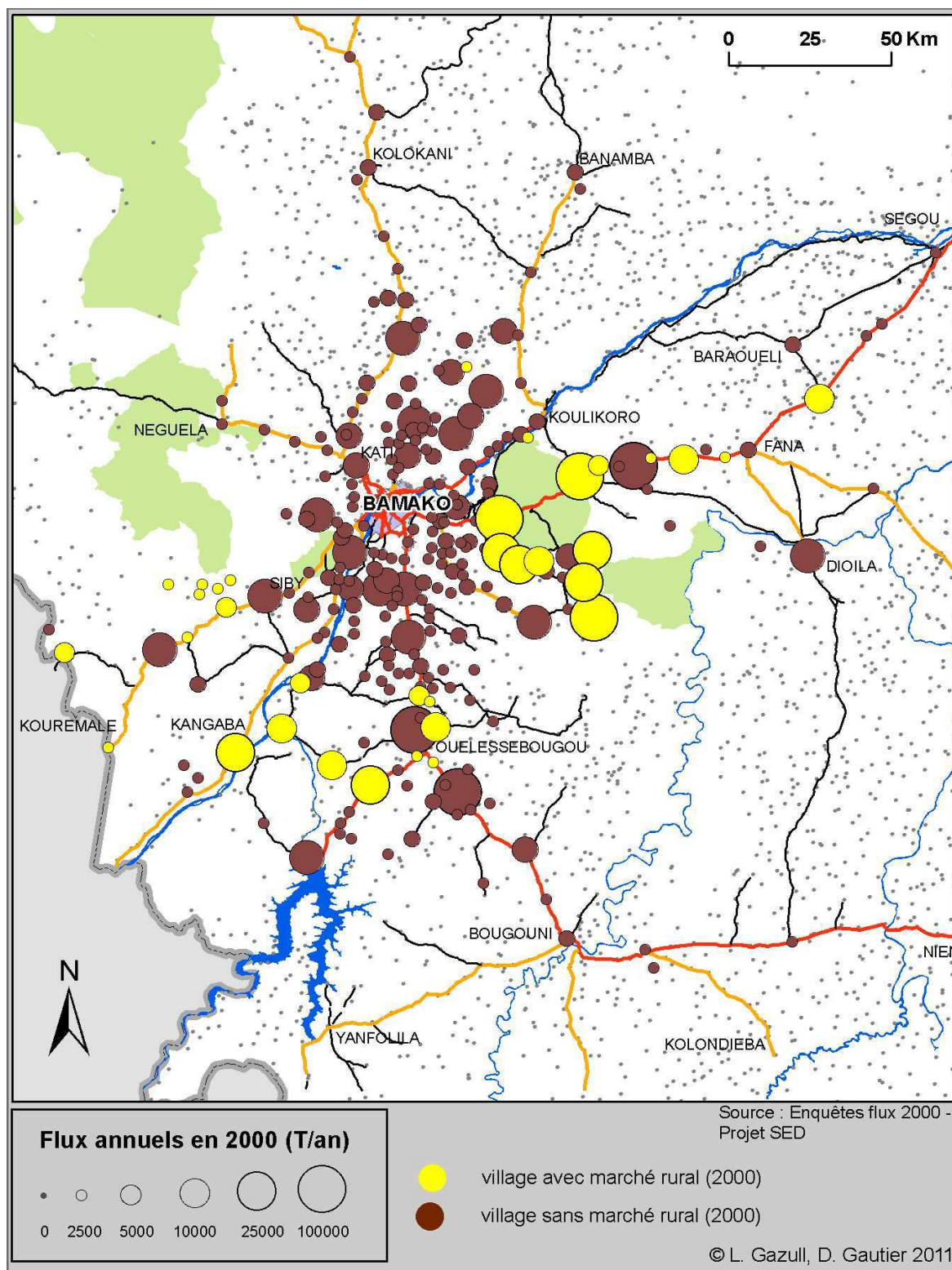
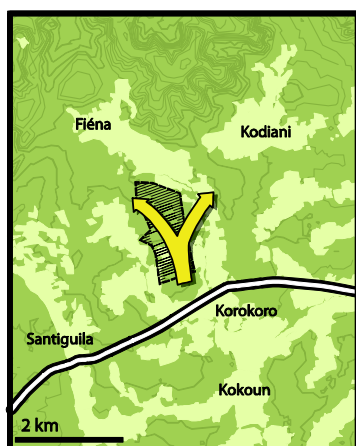


Figure 16 : Carte des lieux de vente du bois à destination de Bamako et de la contribution des marchés ruraux de bois à cet approvisionnement en 2000

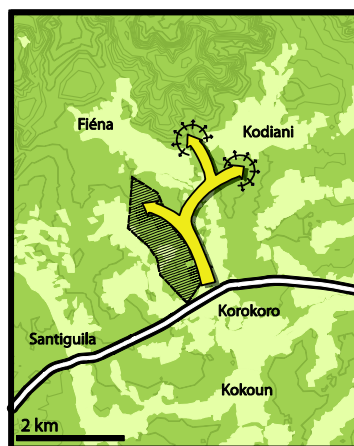
Les études que nous avons menées à l'échelle du village de Korokoro, 80 km à l'Ouest de Bamako sur la route de Ségou, nous montre du reste que, très vite après le lancement de la

réforme forestière en 1996 qui transférait à des associations de bûcherons une autorité de gestion sur des espaces forestiers aménagés, c'est tout le village qui s'est mis à couper du bois pour la vente et pas seulement les bûcherons encartés, et surtout qui s'est mis à couper partout, y compris en dehors des limites de la forêt aménagée et même en dehors des limites du village (Hautdidier et al., 2004).

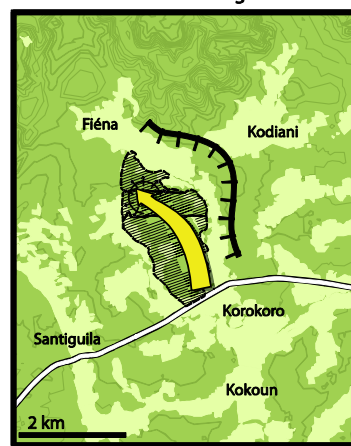
1998 : Délimitation grossière d'un massif par une mission d'expertise



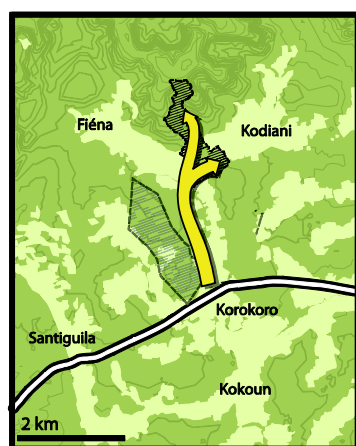
2000 : Délimitation officielle du massif du marché rural par le projet SED



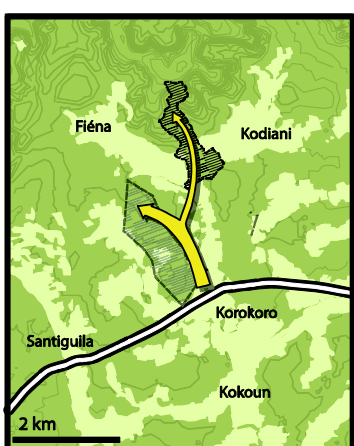
2001 : Extension du massif par la SED suite à la dégradation de la ressource et de conflits avec les villages voisins



2003 : Après l'apaisement des conflits, les bûcherons repartent à l'assaut des ressources hors de leur territoire villageois

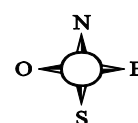


2005 : Reprise des conflits inter-villageois, les bûcherons qui restent se recentrent sur leur village, d'autres deviennent intermédiaires



Légende :

- Progression de l'exploitation
- Zones de coupe intensive
- Massif lié au marché rural de bois
- Zones de cultures
- Brousses et jachères
- Barrières territoriales mises en place par les villages voisins



Source : adapté de (Hautdidier, 2007)

Figure 17 : Chronique des déplacements de bûcherons de Korokoro au Mali, au fil de la ressource et des conflits inter-villageois

Toutes ces coupes incontrôlées ont amené un remodelage des ressources forestières et de l'écologie des savanes. Même si les évidences écologiques que l'on a de l'impact de cette libéralisation du marché du bois sur les savanes sont encore faibles, on sait, grâce à nos interviews et nos suivis de bûcherons, que les espèces au bois le plus dense, très prisées

pour faire du charbon, tel que *Prosopis africana* ou *Pterocarpus erinaceus* diminuent et reculent dans des zones toujours plus difficilement accessibles des villages, donc que la biodiversité se dégrade au profit de formations plus pauvres qui régénèrent essentiellement par multiplication végétative (taillis de *Combretaceae* ou d'*Acacia macrostachya*).

On sait également que la mosaïque paysagère que créent les usages de l'espace pour l'agriculture, le bûcheronnage et l'élevage avec des champs, des jachères de durée variée, et des formations savaniques permet de maintenir malgré tout un bon niveau de biodiversité, tel que suggéré par Robbins et al. (2006) et tel que je l'ai démontré dans le cas d'un terroir Tchadien (Gautier et al., 2006a).

Ce que l'on ne sait pas en revanche, c'est la capacité de résistance et d'adaptation du milieu à ces pressions anthropiques. Combien de temps les savanes à taillis fourniront-elles de la biomasse exploitable ? Quelle est leur niveau de résilience ? Si la pression anthropique diminuait, ces savanes se regarniraient-elles d'espèces à multiplication sexuée et croissance lente ? Et finalement quels territoires de conservation et de développement et quels modes de gestion seraient les mieux adaptés aux pratiques, aux perceptions de l'environnement et aux règles d'accès aux ressources de la société locale pour permettre d'atteindre des mosaïques paysagères résilientes ?

3.3.2. Décalage entre territoires de conservation et espaces d'activités

Les espaces d'activités et de pratiques ne correspondent fréquemment pas aux territoires qui sont délimités pour la conservation de "seconde nature", qui associent les sociétés locales à la gestion durable des ressources (Peluso, 1993 ; Scoones, 1994 ; Western et al., 1994 ; Neumann, 1995a ; Robbins, 1998 ; Scoones, 1999 ; Turner, 1999c). On ne peut en effet pas séparer les conditions de production des biens et services par les acteurs du territoire, du débouché marchand pour ces produits (Pecqueur, 2005). Tant les différentes aires d'usage des ressources que les réseaux économiques et sociaux auxquels la gestion, l'exploitation et la commercialisation de ces ressources sont liées débordent largement le cadre des territoires de conservation et de développement.

Par ailleurs, les territorialités des communautés rurales ou périurbaines ne sauraient être réduites à leur terroir, leur territoire villageois, ou à leurs espaces d'action qui seraient

ramenés à des unités socio-spatiales autonomes et limitées, comme cela est malheureusement parfois le cas dans une optique de simplification pour renforcer le contrôle sur les populations et les ressources (Leach et al., 1999). Considérer les usagers locaux des ressources comme les premiers décideurs de leurs usages et les communautés villageoises comme des entités socio-spatiales autonomes occultent bien souvent les relations de pouvoir au sein de la communauté et ses ramifications avec des acteurs et des institutions extérieurs, le rôle des forces politiques et économiques de niveaux supérieurs et des processus écologiques régionaux sur les activités productives (Painter, 1993 ; Blaikie, 1999 ; Turner, 1999a), l'ensemble contribuant à remodeler la distribution des coûts et bénéfices (les possibles "*entitlements*") de la conservation (Watts, 1991 ; Agrawal et al., 1999).

Considérant que ces relations spatiales extra-locales peuvent être en décalage avec les territoires de conservation et de développement, Zimmerer (2000) propose que ceux-ci prennent en compte tous les espaces auxquels sont reliés les habitants d'un lieu *via* des réseaux ou des mouvements sociaux ou politiques, qui se sont développés de façon très importante à la suite des changements politiques et sociaux majeurs survenus depuis une trentaine d'années (ajustements structurels, chute d'un nombre importants de régimes autoritaires, résurgence des mouvements d'opposition politique, et émergence de politiques de développement basées sur des principes néolibéraux). Même si cela s'avère complexe, il est, selon Zimmerer, urgemment nécessaire de concevoir des territoires de conservation et de développement dans une perspective de gestion durable de la ressource qui prenne en compte ces géographies supra-locales des mouvements sociaux et politiques.

Une de ses suggestions est de considérer des territoires de conservation comme des multitudes de territoires en réseaux dans lesquels des communautés inter-connectées vivent, travaillent, utilisent et gèrent des ressources. Le territoire doit alors être compris comme un *effet* des réseaux, nécessairement poreux, incomplets et instables, plutôt que comme un *produit* de relations en réseau (Painter, 2009). Ceci rejoint bien les propositions de Bernard Pecqueur sur la nécessité de considérer avant tout le territoire comme une forme d'organisation inscrite dans l'espace et construite socialement par un ensemble d'acteurs, n'habitant pas forcément un même lieu, mais unis par un processus de « spécification des ressources » consistant à qualifier et à différencier les ressources que les

acteurs révèlent en tentant de résoudre les problèmes productifs, liés à la globalisation ou à la concurrence des voisins, qui se posent à eux (Pecquer, 2005).

Parmi les exemples les plus communs de décalages entre les territoires de conservation et de développement et les espaces de pratiques, on peut en particulier relever les inadéquations entre les politiques de territorialisation des activités agropastorales (par l'approche "gestion de terroir" ou par des aménagements pastoraux) et l'exercice même du pastoralisme (Painter et al., 1994 ; Turner, 1999a ; Bassett, 2009 ; Sougnabé, 2010).

A l'origine de ces décalages, il existe un profond malaise, voire une hostilité au sein des cercles du développement à faciliter la mobilité des humains et du bétail, hostilité qui relève de représentations anciennes associant la mobilité à une pratique archaïque, qui va à l'encontre du développement durable, et associant nombres de conflits politiques aux mouvements des troupeaux entre les juridictions politiques (territoires villageois, entités administratives, États-nation).

L'héritage de la colonisation est très important dans ces représentations. Le parti pris de l'État en défaveur de la mobilité a une longue tradition en Afrique (Fratkin et al., 2005). Au Sahel par exemple, les politiques coloniales accordaient généralement davantage d'autorité aux pouvoirs ancrés dans les villages et marqués par une prédominance des intérêts agricoles, tandis qu'elles n'accordaient guère d'importance aux revendications des pasteurs pour l'accès aux pâturages et aux points d'eau en accès libre (Le Bris et al., 1982 ; Schmitz, 1993 ; Niamir-Fuller, 1999). Ces représentations négatives du pastoralisme ont perduré après les indépendances. Les diverses réformes foncières post-coloniales qui ont toujours accordé des droits plus importants à ceux qui mettaient la "terre en valeur" (sous-entendu par l'agriculture) ont progressivement érodé les droits d'accès aux ressources pastorales et hydriques des éleveurs.

Aujourd'hui encore, même s'il est prouvé que la mobilité est une des stratégies les plus performantes pour lutter contre les aléas environnementaux (Scoones, 1995 ; Niamir-Fuller, 1999 ; Koocheki et al., 2005) et contre les causes structurelles de la vulnérabilité (Ribot, 1995), la flexibilité des institutions gérant les ressources communes qui permet cette mobilité va à l'encontre de la philosophie des programmes de développement, ces derniers restant viscéralement attachés à l'idée qu'il ne peut y avoir de gestion durable des ressources sans un investissement de long terme sur des terres, qui nécessite une

clarification des droits fonciers.

De fait, la concomitance de conflits liés à l'usage des ressources, de signes de dégradation environnementale et de la supposée faiblesse des institutions de gestion des ressources est généralement interprétée par le monde du développement comme un signe de la faillite des institutions locales de gouvernance des ressources naturelles (Simpson et al., 1984 ; Ostrom, 1990). Quand les développeurs cherchent à réhabiliter, à renforcer ou à construire de nouvelles institutions (Oakerson, 1992 ; Vedeld, 1992), cela les conduit inmanquablement à proposer une "clarification" des règles d'accès et d'usage des ressources, et ce faisant, à proposer de remplacer les sphères de résolution des conflits pré-existantes par des règles d'accès formelles et légales à des terres spatialement bien limitées, quitte à ce que cela conduise à la privatisation des terres qui sont jusqu'à là gérées de façon collectives et flexibles.

Les projets de développement qui ont pour objectif de transférer l'autorité de gestion des ressources naturelles à un niveau local, que ce soit par le biais de processus administratifs ou par celui de projets d'aménagement de l'espace portés par des ONG -tels que les projets de gestion de terroir villageois- portent ainsi une atteinte sévère à la mobilité pastorale et à la connectivité des réseaux régionaux *via* des couloirs de transhumance (Painter et al., 1994).

Dans un article de 1999, Turner met en évidence les décalages qui existent au Sahel entre les préoccupations des développeurs qui se sont attachés à développer l'approche "gestion de terroir" comme une innovation territoriale destinée à limiter la dégradation environnementale d'une part, et les espaces d'activités des producteurs, agriculteurs, éleveurs et agropasteurs, qui débordent de ce cadre d'autre part (Turner, 1999a). Au Sahel, la mobilité joue pourtant un rôle important, pour ne pas dire crucial, dans les stratégies tant agricoles que pastorales. Les systèmes de production agricoles et pastoraux dépendent fortement de ressources dont la distribution spatiale change année après année, en fonction de la variabilité climatique et de l'érosion des sols.

Cette caractéristique des agrosystèmes sahéliens a deux implications sociales importantes. D'une part, les producteurs doivent étaler largement leurs activités dans l'espace pour parvenir à établir un bon équilibre dans la gestion des nutriments du sol, de l'eau, de la lutte contre les pestes végétales, mais aussi dans la gestion du travail au cours de la saison des cultures. D'autre part, la terre n'est qu'une des ressources productives parmi d'autres pour

laquelle les producteurs doivent tenter de maintenir des droits d'accès et d'usage, pour pouvoir gérer les risques et atténuer leur vulnérabilité aux changements environnementaux et sociaux.

Painter et al. (1994) avaient déjà démontré que, dans les cas où le terroir villageois (pris au sens de Sautter (1962), c'est-à-dire comme « l'espace dont une communauté agricole, définie par les liens de résidence, tire l'essentiel de sa subsistance » (Sautter, 1962)) amène une contribution moindre et plus variable à l'économie des ménages que l'ensemble des espaces d'action, alors l'intérêt conceptuel et opérationnel de l'approche "gestion de terroir" est réduit (Painter et al., 1994). L'argument principal que ces auteurs donnent est que l'intensification de l'usage du sol qui est l'objectif de cette approche et l'investissement significatif en travail qu'elle requiert rentrent très fréquemment en conflit avec les stratégies spatiales bien établies que les petits paysans soudano-sahéliens ont développé depuis des décades pour gérer le risque, survivre, et améliorer leurs conditions d'existence. L'explication qu'ils en donnent est simple : la conception du terroir s'appuie sur les caractéristiques de communautés d'agriculteurs sédentaires ; les notions d'espace, de limites et de contrôle qui sont au cœur de la définition du terroir sont donc implicitement celles associées à ces populations sédentaires établies dans des peuplements stables et non celles associées à des populations qui n'hésitent pas, quant à elles, à suivre les ressources dans l'espace et dans le temps pour subvenir à leurs besoins et gérer les risques environnementaux et sociaux (Petit, 2003 ; Gautier et al., 2005) et pour lesquelles la notion d'espaces d'activité est plus opérationnelle.

Turner reprend ces analyses à son compte pour démontrer qu'une approche "gestion de terroir" qui restreint la mobilité des troupeaux et des cultures ne peut qu'accroître les probabilités d'une augmentation de la vulnérabilité des producteurs et d'une dégradation des ressources. Turner note bien que cette vulnérabilité a, de toutes façons, évolué depuis la première grande sécheresse de 1973, du fait d'une diminution dans les arènes de coopération et d'une augmentation des conflits entre les agriculteurs et les éleveurs non résidents. La mobilité des troupeaux, le long des couloirs de transhumance et au sein du territoire villageois, ainsi que la fertilisation animale des champs sont des pratiques qui sont liées à des relations de coopération et de réciprocité entre éleveurs et entre agriculteurs et éleveurs. Ces relations sont particulièrement importantes à deux périodes charnières

(Gallais, 1972 ; Bernus, 1974 ; Bassett, 1988) : juste à la fin de la saison des pluies quand les remontées de troupeaux vers les pâturages septentrionaux ou leur simple proximité des villages peuvent créer de sévères dégâts aux cultures et générer des conflits ; et à la période qui suit les récoltes, quand la production de lait est élevée, les greniers à grain remplis et les champs ouverts au pâturage des résidus de culture et à la fertilisation animale, et que des arènes de coopération et de réciprocité peuvent s'établir.

Mais, la pratique de l'élevage a changé au cours du temps. Un glissement dans la propriété des troupeaux s'est opéré du Nord au Sud de la région sahélienne vers la région soudano-sahélienne et des éleveurs vers les agriculteurs, commerçants ou agents de l'état (White, 1990). Les bergers sont désormais le plus souvent des jeunes adultes ou des enfants qui sont moins enclins à être sensibles à la nécessité de maintenir les relations de réciprocité qui les lient aux agriculteurs. Plus grave, l'extension des terres de cultures, la réduction et la fragmentation des pâturages et les insurrections au Nord du Sahel ont considérablement modifié la pratique de la transhumance et le maintien des visites annuelles qui était le ferment des relations de coopération entre éleveurs et agriculteurs, érodant la confiance entre eux.

Il n'en demeure pas moins qu'en conceptualisant la terre comme LA ressource à gérer (plutôt que l'eau, la fertilité ou le pâturage), l'approche "gestion de terroir" s'est attachée à réaliser un zonage des usages du sol au sein du territoire villageois et à développer le pouvoir d'exclusion des acteurs extérieurs par les autorités villageoises (Barrier, 1990 ; Painter et al., 1994) qui accroissent encore davantage la vulnérabilité tant des éleveurs que des agriculteurs. En réduisant la mobilité des activités agropastorales dans des frontières sociales, on réduit ainsi de fait l'accès des agriculteurs et des éleveurs aux ressources spatialement variables.

Cette inadéquation entre les principes de la gestion de terroir et les pratiques des agropasteurs induit une grande variation dans les comportements des institutions en charge de la gouvernance de l'accès et de l'usage des ressources au sein des frontières du terroir. Dans la plupart des cas, au moins un des critères établis par l'école des *commons* (Ostrom, 1990) pour définir une institution de gestion des ressources viable (1. un groupe d'utilisateurs des ressources bien défini ; 2. une ressource spatialement délimitée ; 3. un système clair de règles d'accès aux ressources) n'est pas respecté.

C'est peut-être l'institution villageoise de prêtrise de la terre qui répond le mieux à ces critères même si les barrières d'exclusion sont poreuses et que les règles d'accès à la terre sont fortement socialisées (Bassett et al., 1993). Mais dans le cas des activités pastorales, ces critères ne peuvent être remplis. En remplaçant des règles coutumières souples qui autorisent l'accès aux ressources à être l'objet de négociations ou de marchandages politiques par des règles spatiales plus rigides, il y a un risque d'augmenter la vulnérabilité écologique et sociale des systèmes de production agro-pastoraux (Berry, 1989 ; Leach et al., 1997).

Ainsi, en appliquant assez grossièrement les principes institutionnels de l'approche des *commons*, en considérant le village comme la communauté et la terre comme la ressource principale de la communauté, la gestion de terroir villageois s'engage dans une perspective qui la conduit à borner l'espace, à restreindre les membres de la communauté autorisés à exploiter les ressources et à spécifier les règles d'usufruit, ce qui, pour Mat Turner, est incompatible avec la mobilité des systèmes de production et les interactions sociales entre les communautés d'agriculteurs et d'éleveurs.

Dans un article plus récent, Tom Bassett (2009) démontre lui aussi comment les espaces et échelles des programmes de développement et de conservation sont généralement en décalage avec les espaces d'activités et territoires de pratiques des hommes, et en particulier de ceux qui ont des pratiques extensives comme les éleveurs. Autre temps, autres préoccupations et autres procédures³⁹, il ne démontre pas ce processus dans le cadre de "l'approche terroir", mais dans le cadre de la politique de privatisation des terres en Côte d'Ivoire (Bassett, 2009). Mais les conclusions auxquelles il arrive sont les mêmes que celles de Mat Turner : sous couvert d'une politique néolibérale supportée par la Banque Mondiale et l'Union européenne qui considère que la privatisation des terres est nécessaire pour stimuler la productivité agricole et que la délivrance de titres fonciers induira un plus grand investissement des agriculteurs et des éleveurs dans leurs systèmes de production, de nouvelles conditions d'accès à la terre, de contrôle et de compétition se mettent en place qui sont défavorables aux pratiques de mobilité des troupeaux et menacent la productivité

³⁹ Dix ans d'écart séparent les articles de Mat Turner et de Tom Bassett et, entre temps, la notion de "terroir" a pris en Côte d'Ivoire un sens nouveau dans le contexte de la loi sur le foncier rural de 1998.

de l'élevage, les deux étant fortement liés (Bernardet, 1984 ; Behnke et al., 1993 ; Niamir-Fuller, 1999).

La loi foncière rurale en Côte d'Ivoire a été votée en 1998. Et même si elle n'a encore été que très partiellement mise en œuvre, elle a des implications très fortes sur le terrain. L'article 1 de cette loi stipule en effet que le domaine foncier rural est un « patrimoine national auquel toute personne physique ou morale peut accéder », tout en précisant bien que « seuls l'État, les collectivités publiques et les personnes physiques ivoiriennes sont admis à en être propriétaires »⁴⁰. Et même si les incidences de cette loi ont été moins étudiées dans le cas des pasteurs Fulbé que dans celui des cultivateurs migrants Maliens et Burkinabés de la Boucle du Baoulé (Chauveau, 2000), l'immigration des pasteurs Fulbé en Côte d'Ivoire étant relativement récente (Bernardet, 1984 ; Bassett, 1986), elles sont néanmoins très importantes ainsi que le démontre Bassett dans son article.

En effet, même si la loi foncière rurale de 1998 n'est que partiellement mise en application, son existence conduit certains acteurs (des Sénoufo autochtones, mais aussi quelques Dioula installés plus tardivement) à anticiper sur son application et à adopter des comportements de propriétaires fonciers en plantant des vergers, ou en augmentant les plantations, qui existaient depuis les années 1980 mais stagnaient depuis cette époque, pour marquer le droit du sol, et en louant de la terre aux migrants. La monétarisation de la location de la terre et des droits de pâturage devient un processus plus courant qu'il ne l'était par le passé ; les luttes de pouvoir au sein des villages pour décider qui a le droit de distribuer de la terre aussi.

Ces comportements d'accaparement du foncier induits par la loi sur le foncier rural, dans un contexte politique délicat dont la notion d'"ivoirité" et la rébellion de 2002 sont deux des avatars, est particulièrement préjudiciable aux pratiques de mobilité des éleveurs peuls qui doivent faire face à l'accroissement des terres cultivées, notamment par des agriculteurs migrants, à l'extension des surfaces en verger, à l'imposition de taxes locales sur le pâturage pour les pasteurs peuls et à la compétition pour les ressources pastorales des agriculteurs "autochtones" qui investissent de plus en plus massivement dans l'élevage. La loi sur le foncier rural affecte donc en particulier les pasteurs peuls qui ont des ressources trop limitées pour pouvoir négocier l'accès aux pâturages, tandis que les agro-éleveurs

⁴⁰ Loi n°98-750 du 23 décembre 1998 modifiée relative au domaine foncier rural

“autochtones” se trouvent renforcés par la privatisation des terres au détriment des peuls et que de nouvelles formes de pastoralisme émergent en marge de cette privatisation.

Ces deux articles mettant en évidence, à des époques différentes, les décalages qui existent entre les territoires de pratiques des éleveurs et les espaces et échelles des programmes de développement et de conservation, Mat Turner pointe, dans un article de 2006, la responsabilité des scientifiques dans ce processus (Turner, 2006). Il met ainsi en évidence les décalages qui existent entre les échelles d’analyse des scientifiques, qui influent sur les politiques pastorales et la création de territoires de conservation et de développement d’une part, et les spatialités des éleveurs d’autre part. Il discute en particulier des échelles spatiales et des limites d’aménagement qui ont été choisies par les scientifiques environnementalistes et par les praticiens de la conservation au Sahel, pour tenter de résoudre ce qu’ils considèrent comme les problématiques de désertification et de surpâturage, processus qui ont conduit à considérer cette région comme emblématique des changements environnements globaux à partir des grandes sécheresses de 1973, 1983 et 1984.

Turner s’intéresse aux idées des scientifiques et des praticiens dans le champ du pastoralisme, de l’écologie, de la conservation biologique, des sciences du sol, de la géographie, de l’aménagement des espaces naturels et de la géomatique, c’est-à-dire de toutes les disciplines qui sont mobilisées quand on place la question du pastoralisme dans une perspective de changements environnementaux globaux. Et ce faisant, Turner démontre que le choix de l’échelle spatiale par ces scientifiques s’appuie sur d’autres considérations que purement scientifiques. Aussi bien intentionnés soient-ils et engagés dans une optique de gestion durable des ressources, ces scientifiques entreprennent des analyses sur les changements environnementaux au Sahel qui sont fortement dépendantes de la pratique scientifique elle-même, des fonds de recherche, des modèles théoriques dominants en biologie, mais surtout des supports technologiques, notamment de cartographie.

Là où les pasteurs entretiennent une relation complexe et subtile avec l’espace et ses ressources pour faire face aux aléas climatiques et sociaux, les techniques et pratiques de cartographie peuvent conduire les scientifiques à mettre en évidence l’importance de telles espèces, tels écosystèmes, ou tels concepts de conservation au détriment de tels autres qui seront peut-être utiles à l’avenir, dans une perspective de changements environnementaux

globaux ; elles vont surtout conduire à fixer les limites d'un territoire de conservation et de développement en décalage complet avec la variabilité des conditions environnementales, et donc, de ce fait, à réagencer la vie matérielle, sociale et politique des populations nomades et à en affecter les conditions d'existence et la vulnérabilité.

En ne prenant pas en compte la subtilité des pratiques pastorales en réponse à la variabilité climatique, qui nécessite la mise en cohérence d'un complexe d'institutions aussi bien formelles qu'informelles intervenant à différentes échelles, les scientifiques renforcent finalement les pouvoirs en place (nationaux et locaux sédentaires), quand il aurait fallu au contraire susciter l'émergence d'institutions d'échelles intermédiaires entre le national et le local, qui sont encore peu développées en zones sèches (Agrawal, 2008), du fait notamment de politiques héritées de la colonisation et reprises par les pouvoirs post-coloniaux (Niamir-Fuller, 1999 ; Ribot, 1999).

Mat Turner ne se contente pas de dénoncer ce décalage entre les analyses scientifiques régionales, qui interagissent de façon ambiguë avec les politiques territoriales, et les dynamiques naturelles et sociales dont ils prétendent rendre compte. Dans un article précédant (Turner, 1999b), il démontre, dans la tradition de la *Political Ecology* régionale (Blaikie, 1985 ; Blaikie et al., 1987), la nécessité pour les scientifiques qui travaillent à l'échelle régionale sur les changements d'usage du sol de considérer ces changements comme résultant de facteurs certes régionaux, mais ayant des racines dans des relations sociales locales.

Il s'appuie pour ce faire sur un cas d'étude au Sahel nigérien où il démontre que les relations de genre, qui ne sont pas généralement prises en considération dans les analyses de changement d'occupation du sol à l'échelle régionale, jouent pourtant un rôle déterminant dans les modifications dans la composition des troupeaux qui sont généralement imputés aux changements climatiques. Sur la base d'une analyse historique de la démographie et des échanges de bétail appartenant à 54 ménages de l'Ouest du Niger, il démontre que les changements de composition des troupeaux d'une prédominance en bovins vers une prédominance de petits ruminants entre 1984 et 1994 ne sont pas liées à une évolution des prix relatifs des gros et petits ruminants ou un changement de productivité du bétail, mais à des changements dans la distribution des propriétaires de bétail, les petits exploitants et les femmes prenant une place de plus en plus importante, jusqu'à contrôler la large fraction de

la richesse en bétail agrégée.

Ce glissement de la richesse en bétail des hommes vers les femmes est étroitement associé aux conflits entre eux à propos de leurs obligations relatives d'entretenir la famille. Ces conflits intrafamiliaux ont conduit les femmes à se constituer de larges troupeaux de petits ruminants. Turner démontre donc par là que même si le changement dans la composition des troupeaux, des gros vers les petits ruminants, a été déclenché par les crises de subsistances et par les grandes sécheresses qui ont décimé les troupeaux de bovins et conduit à des reconstitutions de troupeaux à partir de petits ruminants (Leeuw et al., 1995 ; Mortimore et al., 2001), un problème de conflit intrafamilial a renforcé cette tendance, avec des implications fortes sur la dynamique régionale d'occupation du sol. Cette dynamique ne peut donc se comprendre que si on ne se limite pas à des analyses à l'échelle régionale mais si on réalise des études d'économie et d'écologie politique à une échelle locale et que l'on considère l'effet agrégé de ces changements à l'échelle régionale.

Cette démonstration conduit donc Mat Turner à dénoncer ce qu'il appelle "*scaling parsimony*" qu'il définit comme l'idée selon laquelle davantage d'explications parcimonieuses existent quand les facteurs de causalité proposés sont de même niveau d'échelle que le changement environnemental observé. Un des principaux problèmes que pose ce genre d'analyses est que de nombreuses variables sociales identifiées par les études locales sont de ce fait exclues des analyses régionales. En tentant de transcender les particularités locales pour se concentrer sur les processus de petites échelles géographiques tels que les changements climatiques, les politiques environnementales nationales ou la mondialisation commerciale, ces études tendent à systématiquement exclure de leur champ d'analyse les considérations sur les interrelations écologiques, politiques et sociales. Elles contribuent ainsi à une dichotomisation et à une réification des perspectives "locales" et "régionales" sur l'usage des sols et les dynamiques environnementales, alors que celles-ci sont fortement interconnectées.

Il est donc nécessaire de combattre cette dichotomisation et d'interconnecter les processus politiques, économiques et sociaux locaux aux changements environnements globaux pour construire des territoires de conservation et de développement qui intègrent davantage la complexité des pratiques et représentations sociales et ne confinent pas les pratiques des usagers des ressources dans un territoire aux frontières inappropriées.

L'interaction entre conservation et globalisation conduit ainsi à l'émergence de nouvelles échelles importantes pour la gestion environnementale, selon des principes durables. C'est en identifiant les échelles et les réseaux clés que les organisations globales peuvent interagir le plus efficacement avec les contreparties locales et nationales.

Pour analyser les questions d'échelle et relier les territoires de conservation et de développement aux dynamiques écologiques d'une part et aux pratiques de gestion des ressources d'autre part, le rôle des géographes et des experts en sciences environnementales est fondamental (Forsyth, 2003 ; Scott et Sullivan, 2000). La compréhension de l'interface grandissante entre ces deux processus à deux échelles nécessite en effet de construire une analyse des conditions d'existence basée sur l'usage des ressources naturelles, en incorporant les types de savoirs nouveaux qui tendent à être mis en évidence par les sciences environnementales globales.

Cela n'est pas si évident lorsque l'on songe que la plupart des sciences environnementales globales portent principalement sur les analyses biogéophysiques qui sont ensuite adaptées pour répondre aux problématiques nouvelles comme les changements globaux et les dimensions humaines de ces changements globaux. De leur côté, les analyses des conditions d'existence des populations dépendant des ressources naturelles s'appuient sur des disciplines de terrain comme l'écologie culturelle, l'écologie humaine, l'ethnobotanique, la *Political Ecology* qui sont caractérisées par leur interdisciplinarité et par leurs racines multiples dans le champ de la géographie, de l'anthropologie, de la biologie, de la botanique, des sciences environnementales.

Il existe ainsi une forte tension liée au processus de globalisation entre les sciences environnementales globales qui réalisent des analyses à des échelles régionales et les processus locaux d'utilisation des ressources et de conditions d'existence desquelles elles sont totalement déconnectées, ce qui amène à porter une attention particulière aux questions d'échelles. Les hypothèses et raisonnements sur les changements d'échelle étant sous l'influence de plus en plus forte des implications politiques, il est nécessaire de maintenir des contrepouvoirs dans les discussions autour de l'établissement de ces territoires de conservation et de développement (au sein desquels le scientifique peut trouver sa place) afin que ceux-ci n'aboutissent pas à la marginalisation des groupes sociaux les plus vulnérables.

3.4. Les territoires de conservation et le désossage de la nature par sa marchandisation

Avec la globalisation des enjeux sur la conservation de la nature, en lien notamment avec les changements climatiques et la perte de la biodiversité, trois phénomènes majeurs sont aujourd'hui en train de monter en puissance dans le domaine de l'environnement : 1) le concept de services écologiques ou environnementaux, issu des sciences de l'écologie et retravaillé par les économistes ; 2) l'attribution de valeurs, monétaires ou non, à l'environnement et à la biodiversité ; 3) le recours aux mécanismes de marché pour compenser les atteintes à l'environnement.

Certes, la relation entre le capitalisme et la conservation de la Nature n'est pas nouvelle et la conservation selon des principes néolibéraux n'est que le dernier stade d'une longue mais fructueuse relation entre capitalisme et conservation (Neumann, 1998 ; Brockington et al., 2008). Cependant, avec la néolibéralisation de la Nature (McCarthy et al., 2004 ; McCarthy, 2005 ; Heynen et al., 2007 ; Bakker, 2009), l'intensité et la variété des formes de conservation capitaliste ont augmenté (Brockington et al., 2010a). L'idée que le capitalisme peut et doit aider à sauver la nature mondiale est désormais la pensée dominante dans les mouvements de conservation, du fait notamment de l'alliance à bénéfices réciproques entre les ONG conservationnistes et le milieu des affaires (MacDonald, 2010), qui a été bien démontrée dans le cas de l'Afrique Sub-Saharienne (Brockington et al., 2010b).

La gouvernance de la conservation est désormais dominée par des grandes ONG mondiales qui détiennent sur des territoires une "souveraineté privatisée" qui est un des produits directs de la pensée néolibérale. En effet, si les interventions de ces ONG au nom de l'environnement sont globales du point de vue de leur financement, de leurs institutions et de leurs préoccupations morales, leur mode d'action est quant à lui sélectif, sur des enclaves environnementales sécurisées, et participe d'une insertion désordonnée des pays du Sud, et en particulier de l'Afrique, dans la société globale (Ferguson, 2006). Même si des résistances à ce mouvement de fond peuvent encore être observées, elles deviennent de plus en plus marginales dans les arcanes des pouvoirs qui orientent la conservation de la nature à l'échelle planétaire.

Cette montée en puissance de la pensée néolibérale qui conduit à avoir recours à des

mécanismes de marché pour préserver la nature est, de plus, fortement marquée par des jeux de pouvoir économique et politique entre le Nord et le Sud, appuyée par un certain discours scientifique sur la globalisation des enjeux environnementaux (Taylor et al., 1992 ; Schroeder et al., 1995). Il y a de fait une tendance lourde de la société-monde, sous l'impulsion des pays occidentaux, à vouloir financer les pays émergents et en voie de développement pour la préservation des ressources naturelles et des biens et services qu'elles fournissent, notamment la séquestration du carbone émis, entre autres, par l'industrie et le mode de vie des habitants des pays du Nord.

Cette compensation s'appuie notamment sur l'idée -discutable- que la déforestation est une des causes majeures des émissions de carbone et de la perte de biodiversité, tandis qu'elle ne contribue que pour moins de 20% aux émissions et que les mosaïques paysagères peuvent conserver de bons niveaux de biodiversité, ainsi que précédemment discuté (Cf. 2.3.4.). Elle peut être vue comme une stratégie, potentiellement pernicieuse, des pays du Nord à s'affranchir d'efforts de réduction des dépenses énergétiques que les populations occidentales peuvent avoir du mal à accepter⁴¹ et à refuser tout accord global « contraignant » sur le climat et la biodiversité au profit de passation de contrats volontaires à géométrie variable avec les pays du Sud. Elle peut être également vue comme une tentative de mise sous tutelle de la Nature des pays du Sud par des pays du Nord, au nom d'intérêts planétaires que les pays du Nord sont pourtant les principaux acteurs à menacer, mais sous couvert d'une monétarisation pernicieuse qui achèterait la docilité des pays du Sud et piloterait leurs stratégies de développement⁴².

De nouveaux rapports s'instaurent ainsi entre la nature et la société, qui tendent vers une segmentation de la nature par type de biens et de services afin de donner une valeur marchande à ces biens et ces services, avec une instrumentation de cette segmentation par des instances mondiales. Il existe de fait un risque non négligeable de marginalisation des populations qui vivent dans ou à proximité de territoires de conservation et de

⁴¹ Cf. « le mode de vie américain est non négociable » formulé par Georges Bush père après le sommet de la terre de Rio, qui dans le contexte de la première guerre d'Irak a pu être interprété, à raison, comme un choix délibéré de ne pas faire porter au peuple américain un effort de la réduction de consommation énergétique, quitte à aller guerroyer pour sécuriser les sources d'énergie fossile

⁴² Pour dénoncer ce processus, Elizabeth Shapiro, dans une allocution au meeting annuel de l'*American Association of Geographers* à Seattle en avril 2011 en appelle à une « décolonisation de l'atmosphère », afin que la réduction des émissions de carbone ne soit pas l'objet d'une nouvelle forme de néo-colonisation sous couvert d'urgence environnementale (Shapiro, 2011)

développement, à partir du moment où les objectifs de ces territoires leur échappent.

Il est important de relever que cette segmentation de la nature est partiellement l'héritière d'une certaine idée de l'aménagement des espaces en végétation naturelle qui veut que, outre les espaces dévolus à la protection pure et simple de la nature (ce qu'on appelle couramment les « réserves intégrales »), certains espaces soient dévolus à la production de bois pour tel ou tel usage, d'autres soient dévolus à la restauration écologique, d'autres à la récréation des urbains, d'autres encore à un usage raisonné des ressources par ses habitants que ce soit pour le pastoralisme, la cueillette ou la chasse. Mais, alors même que des voix s'élevaient de plus en plus pour parvenir à un aménagement plus intégré des formations en végétation naturelle, associant des usages selon une régulation fine des activités des usagers dans l'espace et dans le temps, un nouveau mode de segmentation de la nature a émergé avec la mondialisation des questions environnementales.

La segmentation de la nature n'est plus horizontale par l'espace, une portion d'espace étant dévolu à un objectif de protection, de production ou de récréation selon des choix d'aménagement qui relèvent le plus souvent des nations ou de leurs régions, mais une segmentation verticale par le paiement pour services environnementaux à l'humanité. Quel que soit le type d'aménagement de l'espace (protection intégrale ou raisonnée, dans un but de production unique ou multiple, au bénéfice de la nation ou des communautés riveraines), cet objectif d'aménagement peut désormais être dévoyé par le marché mondial de l'environnement. En effet, celui-ci peut rétribuer un service environnemental particulier à un prix tel qu'il est susceptible d'induire une modification des normes d'aménagement en vigueur au profit d'un attribut particulier de la nature (carbone, biodiversité, etc...) et ceci, le plus souvent, au détriment d'autres attributs qui concernent plus directement les conditions d'existence des populations qui dépendent de l'exploitation de ces ressources mises en marché. Le processus de marchandisation abstrait ainsi la Nature de son contexte spatial et social et permet aux revendications des élites mondiales en faveur d'un plus grand partage de la biomasse et de la biodiversité de la planète de s'exprimer et de prendre corps.

3.4.1. La construction de la Nature comme une monnaie mondiale

Kathleen McAfee, dans un article au titre évocateur "*Selling Nature to save it ?*", analyse le

processus par lequel la Nature est devenue, depuis les années 1990, l'objet d'un commerce mondial qui échappe en grande partie aux populations locales et accroît les injustices environnementales globales, et ce, même si des formes de résistances locales s'organisent et s'allient aux ONG les plus radicalement opposées à la marchandisation de la nature, pour permettre une repolitisation du discours environnemental international (McAfee, 1999). Les années 1990 ont en effet vu l'émergence d'institutions supranationales destinées à réguler les investissements environnementaux internationaux et les flux transfrontaliers de ressources naturelles, incluant l'information génétique et les savoirs sur la Nature : les traités environnementaux tels que la convention sur le changement climatique et celle sur la biodiversité biologique (CBD pour *Convention on Biological Diversity*), ainsi que le Fonds mondial pour l'environnement (GEF pour *Global Environment Facility*) et le Fonds Français pour l'Environnement Mondial (FFEM) plus orienté vers le développement que le GEF.

L'idée que l'humanité a un intérêt commun à lutter contre la dégradation écologique planétaire est au cœur de la logique de ces institutions "vertes" supranationales. Mais elles s'appuient également sur le présupposé que les problèmes environnementaux globaux peuvent être gérés sans remettre en question les trajectoires économiques en cours, même s'il est avéré que celles-ci peuvent avoir des conséquences écologiques et sociales désastreuses au niveau local. De fait, ces institutions travaillent étroitement avec des bailleurs de fonds internationaux tels que la Banque Mondiale, les Nations Unies ou l'AFD (dans le cas du FFEM) qui ont incorporé des préoccupations environnementales dans leurs agendas, tout en maintenant leur perspective économique néolibérale. Elles travaillent également avec les plus grosses organisations conservacionnistes, qui revendiquent pour la plupart un mandat mondial.

Ces institutions environnementales supranationales sont ainsi le lieu de production d'un discours environnemental global, où prédomine une version post-néolibérale des économies environnementales appliquées à l'échelle globale : à la différence de l'économie politique néolibérale, cette version tente de prendre en compte les interactions économie-environnement et reconnaît que les marchés des biens environnementaux requièrent des interventions institutionnelles pour les réguler.

Il n'en demeure pas moins que le marché environnemental est au cœur de la perspective adoptée par ces institutions supranationales, avec la privatisation et la marchandisation

potentielle de presque tous les aspects de la Nature, des molécules aux paysages, des tissus humains à l'atmosphère terrestre. Le monde est vu selon l'idéal néoclassique comme un vaste marché, au sein duquel toutes les interactions Humains-Environnement, de même que les interactions sociales, peuvent être comprises comme des échanges marchands, dont l'effet cumulatif est le plus efficace des usages possibles de tous les biens, services, informations, et ressources naturelles.

L'obtention de résultats environnementaux optimums, selon cette perspective, dépend de la connaissance que l'on a de la "juste valeur" des ressources naturelles et de leur traduction en termes monétaires, en prenant en compte les effets écologiques de long-terme et l'internalisation des externalités environnementales (Perrings, 1995). Cela requiert également des institutions, comme les accords multilatéraux, les agences environnementales nationales, ainsi que l'expertise de la Banque mondiale, de sorte que les prix des composants de la Nature puissent être établis, leurs droits de propriétés définis et appliqués et des marchés aussi parfaits que possible établis.

Ce nouveau « paradigme environnemental économique global », ainsi que l'appelle Kathleen McAfee, se fonde sur des constructions institutionnelles et discursives qui ambitionnent de résoudre les problèmes environnementaux (dégradation, conflits) sans modifier en profondeur les institutions politiques et économiques existantes, dans un contexte de croissance économique et de course aux profits, au moyen de calculs sur les coûts-bénéfices environnementaux. Il y a, derrière ce changement de paradigme, une volonté de maintenir une séparation nette entre les problèmes environnementaux que l'on traite par le marché et les enjeux politico-économique plus larges.

La Nature "globalisée" est dé-localisée, sortie de son contexte spatial ; elle est aussi dé-temporalisée, sortie de son contexte social et historique. Dans le cadre de ce paradigme, les organismes et les écosystèmes sont réduits à leurs composants prétendument fongibles, auxquels on affecte une valeur fiduciaire, calculée en référence aux marchés actuels ou hypothétiques. Il en résulte la mise au point d'une métrique pan-planétaire donnant une estimation marchande à ces composants de la nature, des ordres de priorités entre les ressources naturelles et organisant leurs échanges internationaux. Les marchés de la nature dépendent ainsi des méthodes de quantification des valeurs de la nature, mais aussi des politiques qui vérifient que les coûts et bénéfices environnementaux sont bien pris en

compte ainsi que des structures qui gèrent l'usage et l'échange du capital Nature. Il en résulte également un besoin de renforcement des droits de propriété, incluant les droits de propriété intellectuelle sur les connaissances sur la Nature.

In fine, cette approche monétaire est censée offrir à la Nature l'opportunité de gagner son propre droit à survivre dans une économie mondiale de plus en plus mercantile. Les projets de conservation de la Nature ont vocation à être financés par les exportations de biens environnementaux : la vente de l'accès aux sites écotouristiques, le commerce des droits pour utiliser les services écologiques tels que les droits à polluer, l'exportation des droits de propriété intellectuelle sur les savoirs locaux, sur les plantes médicinales, les variétés locales cultivées, ainsi que sur l'information génétique qu'elles contiennent.

En faisant le choix de la marchandisation de la Nature pour à la fois la conserver et prétendre en partager équitablement les bénéfices, le "paradigme environnemental-économique global" aide à légitimer et à faciliter l'extension des relations de marché entre des socio-écosystèmes divers et complexes, avec des résultats matériels et culturels qui vont généralement plus dans le sens d'une diminution que d'une conservation de la diversité et de la durabilité.

Dans la pratique en effet, le paradigme environnemental et économique global ne vise pas tant à partager équitablement les bénéfices du commerce de l'environnement qu'à faire porter les coûts environnementaux à l'ensemble de la planète et à "socialiser" cette globalisation des coûts. Si on se place en effet dans la perspective que la conservation de la Nature et l'usage de la biodiversité peuvent être pilotés uniquement par les lois du marché, alors l'existence d'inégalités économiques et de pouvoir (nord-sud, urbain-rural, avec et sans terre) ou les conflits de souveraineté nationale entre États ne relèvent pas de la responsabilité de la gestion internationale de l'environnement par des institutions supranationales. Cette absence de prise en compte de la dimension économie politique au profit d'un marché tout puissant permet notamment de déplacer la prise en charge des crises environnementales vers les habitants des pays pauvres qui sont, selon une logique d'économie environnementale néolibérale, à la fois "sous-pollués" et "sur-dotés" en richesses naturelles soit parce qu'ils n'ont pas encore atteint un seuil démographique propice à la mise en valeur de ces ressources, soit parce qu'ils n'ont pas les moyens de mettre en valeur par eux-mêmes ces richesses naturelles.

En interprétant les valeurs de la Nature en relation avec la marchandisation internationale potentielle des biens et services écosystémiques et en traduisant la diversité et la biomasse en monnaie, le paradigme environnemental-économique global sous-estime systématiquement les valeurs de la Nature pour les populations locales, généralement usagères premières et nécessiteuses des ressources, dont le pouvoir d'achat sur le marché mondial est faible ou nul. Inversement, il renforce la position de ceux qui ont le plus fort pouvoir d'achat à l'échelle mondiale dans le sens d'un plus grand partage (pas forcément plus équitable) de la biomasse et de la biodiversité terrestres et tout ce qu'elles contiennent.

Pour marginaliser les pays et les mouvements sociaux qui chercheraient à avancer des interprétations jugées subversives des accords internationaux sur l'environnement et afin de maintenir le *statu quo* politico-économique international sur le marché de l'environnement, trois formes de pouvoir interagissent de façon synergique : le pouvoir discursif du paradigme environnemental-économique post-néolibéral ; le pouvoir institutionnel de la Banque Mondiale et des institutions environnementales supranationales ; le pouvoir économique des pays capitalistes avancés et des sociétés multinationales (McAfee, 1999). C'est le jeu de ces trois formes de pouvoir qui permet la construction de la diversité biologique et du carbone comme des biens marchands internationaux et le contrôle de leur accumulation et échange.

De surcroît, ces trois formes de pouvoir (économique, institutionnel et discursif) se renforcent mutuellement. Le pouvoir institutionnel de la Banque Mondiale permet de créer et d'imposer des formules économiques standardisées aux mini-répliques bureaucratiques de la Banque dans les pays du Sud, formules mises en place pour appliquer les prescriptions politiques de la Banque mondiale. Ce pouvoir institutionnel est soutenu financièrement par le propre pouvoir économique de la Banque de prêter ou de ne pas prêter de l'argent, ainsi que par le pouvoir économique des pays capitalistes avancés et celui des entreprises transnationales privées. Ensemble, ces deux pouvoirs économique et institutionnel permettent de créer et de renforcer le pouvoir discursif de la Banque Mondiale et des agences environnementales supranationales pour construire une nature marchandisée, devenue une des composantes d'un marché-monde idéal dans la perspective néoclassique.

Le processus de marchandisation de la Nature est donc bien enclenché et assez bien

verrouillé par les institutions supranationales, même si cette option est très discutable et qu'elle est du reste discutée par de nombreuses formes de résistances politiques telles que les mouvements altermondialistes ou indigénistes en Amérique du Sud, mais aussi des mouvements politiques locaux (Brosius, 1999 ; Schroeder et al., 2008), repris par des personnalités politiques de haut rang comme Evo Morales, le président de Bolivie qui lançait, dans un discours daté du 29 septembre 2010, une violente diatribe contre l'instrumentalisation des populations indigènes dans le processus de marchandisation de la Nature⁴³.

La critique la plus immédiate que l'on pourrait porter à cette option est qu'il ne peut pas y avoir de métrique universelle permettant de comparer et d'échanger les "valeurs réelles" de la Nature entre des groupes sociaux de culture différente et surtout avec des degrés très divers de pouvoir économique et politique qui sont soigneusement écartés de la réflexion. Il n'y a pas non plus moyen de donner un prix, même en y incluant des valeurs esthétiques, culturelles ou spirituelles, à un élément de la diversité biologique sorti de son contexte écologique et social.

S'il y a des gagnants à cette marchandisation de la Nature, il faudra davantage les chercher du côté des acheteurs de biodiversité ou de stockage de carbone sur le marché mondial et éventuellement de dirigeants mal intentionnés ou mal conseillés des pays en voie de développement que des communautés locales qui rentrent sur ces marchés en position de relative faiblesse.

⁴³ "Nature, forests and indigenous peoples are not for sale.

For centuries, Indigenous peoples have lived conserving and preserving natural forests and rainforest. For us the forest and rainforest are not objects, are not things you can price and privatize. We do not accept that native forests and rainforest be reduced to a simple measurable quantity of carbon. Nor do we accept that native forests be confused with simple plantations of a single or two tree species. The forest is our home, a big house where plants, animals, water, soil, pure air and human beings coexist.

It is essential that all countries of the world work together to prevent forest and rainforest deforestation and degradation. It is an obligation of developed countries, and it is part of its climate and environmental debt climate, to contribute financially to the preservation of forests, but NOT through its commoditization. There are many ways of supporting and financing developing countries, indigenous peoples and local communities that contribute to the preservation of forests.

Developed countries spend tens of times more public resources on defense, security and war than in climate change. Even during the financial crisis many have maintained and increased their military spending. It is inadmissible that by using the needs communities have and the ambitions of some leaders and indigenous "experts", indigenous peoples are expected to be involved with the commoditization of nature."

3.4.2. Le changement de signification de la Nature

En faisant de la ressource un bien marchand, on change la signification de la ressource et de la terre qui la porte ; on engendre un processus de “subjectivation”, au sens de Foucault, c'est-à-dire, un processus par lequel on obtient la constitution d'un nouveau sujet (compris comme un objet historiquement constitué sur la base de déterminations qui lui sont extérieures), ou, plus exactement, de nouvelles subjectivités. Ces dernières émergent de l'existence de discours environnementaux dominants, soutenus par ce que Foucault appelle des “régimes de vérité” qu'il définit de la manière suivante : « les types de discours [qu'une société] accueille et fait fonctionner comme vrais ; les mécanismes et les instances qui permettent de distinguer les énoncés vrais ou faux, la manière dont on sanctionne les uns et les autres ; les techniques et les procédures qui sont valorisées pour l'obtention de la vérité ; le statut de ceux qui ont la charge de dire ce qui fonctionne comme vrai » (Foucault, 1976b).

Ces “régimes de vérité” sont capables d'influencer la construction de normes, de donner forme à de nouvelles subjectivités et de guider les acteurs dans l'exercice du pouvoir. Ils sous-tendent de fait l'existence d'une relation forte entre le savoir et le pouvoir. Pour Foucault en effet « il n'y a pas de relations de pouvoir sans constitution corrélatrice d'un champ de savoir, ni de savoir qui ne suppose et ne constitue en même temps des relations de pouvoir... Ces rapports de "pouvoir-savoir" ne sont donc pas à analyser à partir d'un sujet de connaissance qui serait libre ou non par rapport au système de pouvoir ; mais il faut considérer au contraire que le sujet qui connaît, les objets à connaître et les modalités de connaissance sont autant d'effets de ces implications fondamentales du pouvoir-savoir » (Foucault, 1977).

Ce cadre conceptuel du lien fusionnel entre savoir et pouvoir ainsi que des subjectivités a permis à Michel Foucault de développer la notion de “gouvernementabilité”, sur laquelle Arun Agrawal s'appuiera pour développer le concept d' “environnementalité” (Agrawal, 2005), qui est très utile pour analyser les dispositifs et mécanismes créés dans le but de gérer et de contrôler les ressources, mais qui modifient également la vision que les hommes ont de ces mêmes ressources.

Dans sa définition la plus large, la gouvernementalité comprend les représentations et les savoirs impliqués dans l'acte de gouverner un objet particulier. Dans un sens plus spécifique,

le concept de gouvernementalité constitue un “guide” qui permet d’étudier à la fois la capacité autonome des individus à se contrôler (gouverner) et leur relation aux formes de gouvernement, défini comme “*the conduct of conduct*”, reliant “gouvernement de soi” et “gouvernement des autres”. Pour Foucault, la gouvernementalité pose « le problème politique de la “population”, c’est-à-dire non pas la somme des sujets d’un territoire, l’ensemble des sujets de droit ou la catégorie générale de l’“espèce humaine”, mais l’objet construit par la gestion politique globale de la vie des individus (biopolitique). Cette biopolitique implique cependant non seulement une gestion de la population mais un contrôle des stratégies que les individus, dans leur liberté, peuvent avoir par rapport aux autres » (Foucault, 1976a). La question n’est plus dès lors de contrôler le résultat du mécanisme de gouvernance, des nouvelles formes de régulation, normes et institutions mis en place, mais de contrôler les comportements que produit ce résultat, et la manière dont il affecte les idées et les expériences des hommes, jusqu’à changer leur subjectivité.

Arun Agrawal a repris cette notion de “gouvernementalité” pour désigner le fait de discipliner les gens d’une manière que l’État souhaite les discipliner en utilisant des arguments qui les touchent, et, ce faisant, en en faisant des sujets de l’État. À partir de l’étude de la transformation du rapport des villageois de Kumaon (Nord de l’Inde) à leur environnement depuis 1920, Agrawal montre comment les régulations environnementales basées sur une décentralisation ont opérée des modifications de mentalité de la part de la population villageoise, désormais consciente de l’importance d’une exploitation des ressources assurant la durabilité de ces dernières (Agrawal, 2005). Sur la base de cette étude de terrain et des travaux de Foucault sur la gouvernementalité, il a développé la notion d’“environnementalité” qui renvoie aux savoirs, politiques, institutions et subjectivités qui finissent par être intimement liés avec l’émergence de l’environnement en tant que domaine nécessitant de la régulation et de la protection (Agrawal, 2005, p. 226).

Ce concept d’environnementalité ou de subjectivité environnementale est particulièrement pertinent pour appréhender le changement de signification de la Nature que le processus de sa marchandisation introduit dans les idées et dans les comportements des populations dont les conditions d’existence dépendent de l’exploitation de ces ressources naturelles.

3.4.3. Les instruments de marchandisation de la Nature

Pour bien comprendre les instruments qui permettent aujourd'hui de faire commerce de certains composants de la Nature, il convient de faire un peu d'histoire récente, de revenir sur les sommets de la terre, les traités et les marchés contraignants d'engagement qui en sont des émanations, mais aussi sur les marchés volontaires qui se sont mis en place en marge de ces traités, l'ensemble de ces mécanismes requérant l'adhésion de tous, puisque les changements climatiques, l'érosion de la biodiversité et la désertification sont l'affaire de toute l'humanité.

3.4.3.1. Les sommets de la terre

Depuis l'émergence d'une conscience mondiale sur les changements environnementaux globaux et du développement d'une culture mondiale du respect de l'environnement, des rencontres décennales entre dirigeants mondiaux, appelées "sommets de la terre", visent à stimuler le développement durable au niveau mondial et à démontrer la capacité collective à gérer les problèmes planétaires, par le biais de traités ou de protocoles, avec leurs mécanismes de mise en œuvre.

La rencontre fondatrice de ces "sommets de la terre" a eu lieu à Stockholm (Suède) en 1972 sous l'égide des Nations Unies et sous l'appellation de "Conférence des Nations Unies sur l'Environnement Humain" (CNUEH). C'est cette rencontre qui a placé pour la première fois les questions écologiques au rang de préoccupations internationales. Les participants à cette conférence ont adopté une déclaration de 26 principes et un vaste plan d'action pour lutter contre la pollution. Cette conférence a donné naissance au Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE). Et ce n'est qu'*a posteriori* qu'elle a été qualifiée de "sommet de la terre", les dirigeants s'engageant alors à se réunir tous les dix ans.

Le deuxième sommet de la terre, qui a eu lieu à Nairobi (Kenya) en 1982 en pleine période de guerre froide et de mandature de Reagan, a été considéré comme un échec. Le troisième sommet de la terre est celui qui a connu le succès le plus notable avec le plus grand rassemblement de dirigeants mondiaux et plus de 1 500 ONG représentées. Il s'est tenu à Rio de Janeiro (Brésil) en 1992, sous l'égide de l'Organisation des Nations unies sous l'appellation de "Conférence des Nations Unies sur l'Environnement et le Développement"

(CNUED). Ce Sommet s'est conclu par la signature de la “Déclaration de Rio”, qui fixe les lignes d'action visant à assurer une meilleure gestion de la planète et à faire progresser le concept des droits et des responsabilités des pays dans le domaine de l'environnement. Il a conduit à l'adoption du programme Action 21 (comprenant 2 500 recommandations dont la plupart n'ont jamais été mises en œuvre), la Déclaration sur la gestion, la conservation et le développement durable des forêts, de même que les trois conventions phares de Rio :

- la Convention sur la Diversité Biologique (CDB) ;
- la Convention-Cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques (CCNUCC) ;
- la Convention des nations unies sur la Lutte contre la Désertification (CLD).

Le sommet de la terre de Rio a ainsi donné le coup d'envoi à un programme ambitieux de lutte mondiale contre les changements climatiques, l'érosion de la biodiversité, la désertification, et l'élimination des produits toxiques dangereux. Bien que perfectibles, ces grandes conventions ont cependant engagé les États dans un effort collectif de mise en œuvre et, dans certains cas, dans des processus de négociations en vue de parvenir à l'adoption de protocoles contraignants, comme par exemple le “Protocole de Kyoto” sur lequel nous reviendrons. Cependant, il est à noter que la déclaration de Rio n'est pas juridiquement contraignante et, qu'au contraire, elle reconnaît la souveraineté des États à « exploiter leurs propres ressources selon leur politique d'environnement et de développement ».

Le quatrième et dernier sommet de la terre en date a eu lieu à Johannesburg (Afrique du Sud) en 2002 sous l'égide des Nations unies et sous l'appellation “Sommet mondial sur le développement durable” (SMDD). Ce sommet a été une occasion pour le monde entier de faire le bilan et de compléter le programme lancé lors du Sommet de Rio. Une centaine de chefs d'État étaient présent ainsi que quelque 40 000 délégués, ce qui en a fait la plus grande rencontre jamais organisée par les Nations Unies. La rencontre de Johannesburg visait ainsi à inciter les États à réitérer leur engagement politique en faveur du développement durable, ainsi qu'à favoriser le renforcement d'un partenariat entre le Nord et le Sud. Le sommet a adopté un plan d'action en 153 articles sur de nombreux sujets : pauvreté, consommation, ressources naturelles, globalisation, respect des droits de l'Homme, etc... Les thèmes prioritaires étaient : l'eau (évolution des ressources en eau, nécessité d'une consommation rationnelle, assainissement de l'eau, répartition...) ; l'énergie

(état et évolution de la consommation, surconsommation, répartition, utilisation des énergies renouvelables, telles que solaires et éoliennes) ; la productivité agricole (régression et dégradation des sols...) ; la biodiversité ; et la santé.

Le prochain sommet devrait se dérouler de nouveau à Rio de Janeiro, en 2012, vingt ans après le Sommet de Rio de 1992, -et à ce titre dénommé Rio+20-, sous l'appellation "Conférence des Nations unies sur le développement durable" (CNUDD).

Le mode opératoire des résolutions prises lors de ces sommets de la terre sont des traités ou des protocoles, qui se mettent en place selon un processus complexe puisque chaque pays doit compléter deux étapes pour y adhérer : la première étape consiste à signer le traité ; la seconde consiste à le ratifier formellement. Le traité n'entre en vigueur que lorsqu'un nombre suffisant de pays l'ont ratifié, nombre qui peut être variable d'un traité à l'autre. De ce fait, l'entrée en vigueur d'un traité international prend généralement plusieurs années. Les pays signataires d'un traité organisent des conférences, appelées CONférences des Parties (COP), généralement une fois par an. Ces COP sont préparées par un organe subsidiaire chargé de fournir des avis scientifiques, techniques et technologiques lors d'ateliers où les gouvernements négocient les détails techniques du traité.

3.4.3.2. Les traités et leurs marchés d'engagement contraignants

Si on laisse de côté la Convention sur la Lutte contre la Désertification qui a du mal à s'imposer dans les agendas mondiaux car elle ne concerne qu'une partie de l'humanité et pas la plus influente, les deux autres grandes conventions mondiales ont connu des fortunes diverses, du fait même de la nature de l'objet dont elles tentent de réglementer les échanges à l'échelle mondiale : le carbone et la biodiversité.

Le carbone a d'ores et déjà de nombreux marchés, qu'ils soient d'engagement contraignant aux niveaux des pays ou des régions, en lien avec les grandes conventions des Nations Unies, ou volontaires de "compensation carbone".

On appellera "marchés d'engagement", des accords internationaux, des politiques nationales ou locales contraignant des pays ou des acteurs économiques à réduire leurs émissions de Gaz à Effet de Serre (GES) et leur attribuant un contingent de droits d'émissions qu'ils ont la possibilité d'échanger. Un objectif d'émission total est fixé et les

acteurs doivent atteindre cet objectif soit en réduisant leurs émissions, soit en achetant des permis d'émissions à des acteurs ayant réussi à réduire leurs émissions au-delà de leurs engagements. Le choix s'établit en fonction des coûts de réduction et de la valeur du permis d'émissions (ce système est dit de "*cap and trade*").

Pour ce qui est de la biodiversité, sa nature même rend difficile la possibilité d'une gestion marchande généralisée (Godard, 2005) même s'il y a eu des propositions d'envergure visant à tenter de créer un marché où s'échangeraient des actifs reflétant des niveaux de biodiversité : la proposition de (Sedjo et al., 1991), fondée sur les obligations de conservation, et celles de (Panayotou, 1994) et de (Chomitz, 2004) sur les "droits transférables de développement", citées par (Karsenty et al., 2010).

- Pour ce qui est de la **Convention sur la diversité biologique**, le traité de référence est récent et il n'est pas encore possible de discuter de son efficacité, sinon qu'il a fallu tout de même attendre la 10^{ème} Conférence des Nations Unies sur la Diversité Biologique (COP10) qui s'est tenue à Nagoya en octobre 2010 pour voir adopter un protocole international sur l'accès et le partage des avantages issus de l'utilisation des ressources génétiques de la planète. Ce protocole, dit "Protocole de Nagoya", devrait entrer en vigueur avant 2012, et il est présenté comme historique par l'ONU, avec « la création d'un mécanisme multilatéral mondial qui opérera dans les zones transfrontières ou les situations où un consentement préalable et informé n'a pu être obtenu ». Un million de dollars américains sont promis par Fonds pour l'Environnement mondial (GEF) pour faciliter et accélérer sa mise en place. Ce protocole de Nagoya a permis aux parties de s'accorder sur ces trois points majeurs :

- un meilleur accès aux ressources génétiques et un partage plus équitable des avantages issus de leur utilisation (lutte contre la "biopiraterie") ;
- l'adoption d'un plan stratégique 2011-2020, avec 20 sous-objectifs quantifiés, dont un objectif de suppression en 2020 des subventions dommageables à la biodiversité ou la création d'un réseau d'espaces protégés couvrant au moins 17% de la surface terrestre et 10% des océans ;

- un accord pour la création d'une plateforme inter-gouvernementale science-politique sur la biodiversité et les services écosystémiques IPBES⁴⁴ (qui sera l'équivalent du GIEC⁴⁵ pour la biodiversité).

Du fait de la nature même de la biodiversité, il n'existe cependant pas encore de marchés de type de ceux qui existent pour les permis d'émission de GES, c'est-à-dire qui consiste à fixer une quantité limitée par voie réglementaire, à la répartir entre les agents, puis les laisser échanger leurs droits sur un marché *ad hoc*.

- Pour ce qui est de la **Convention-Cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques** dont les pays participants se rencontrent une fois par an depuis 1995, le traité international le plus important est le protocole de Kyōto qui vise à la réduction des émissions de gaz à effet de serre. Il existe d'autres marchés régulés tel que le système de quotas européens EU – ETS (*European Union – Emission Trading Scheme*) qui est le plus important marché de carbone du monde tant en valeur qu'en volume⁴⁶. Mais au niveau mondial, le marché d'engagement contraignant de référence est le protocole de Kyoto.

Signé le 11 décembre 1997 lors de la 3^{ème} conférence annuelle de la Convention (COP 3) à Kyōto, au Japon, ce protocole affiche, dans le prolongement de la CCCC, la nécessité de lutter contre les changements climatiques par une action internationale de réduction des émissions de certains gaz à effet de serre, responsables du réchauffement planétaire. Dès le mois de décembre 1997, 180 pays ont signé à Kyoto le protocole. Il est entré en vigueur en 2005, grâce à la ratification du texte par la Russie.

Dans le cadre de ce protocole, les engagements souscrits par les pays industrialisés, dits de "l'annexe 1", sont ambitieux dans la mesure où l'action domestique doit constituer une part *significative* de l'effort de réduction. Les États Parties doivent faire une évaluation de leur capacité d'une part à produire des gaz à effet de serre (GES), d'autre part à compenser les dites émissions. Ils doivent pour ce faire mettre en place un système national d'estimation tant pour leurs émissions anthropiques par sources que pour l'absorption par les puits de

⁴⁴ IPBES = *Intergovernmental science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*

⁴⁵ GIEC = Groupe d'Experts Intergouvernemental sur l'évolution du Climat (en anglais IPCC = *Intergovernmental Panel on Climate Change*)

⁴⁶ On peut toutefois considérer le marché européen ETS comme relevant du protocole de Kyoto car, même si c'est un sous-système autonome, il adopte les mêmes règles que Kyoto

tous les GES non réglementés par le protocole de Montréal. A partir de ce bilan, ils doivent fixer des objectifs de réduction d'émissions de GES.

Les 38 pays industrialisés ayant ratifié le protocole s'obligent ainsi à abaisser leurs émissions de gaz à effet de serre dans une première période d'engagement allant de 2008 et 2012 à des niveaux inférieurs de 5,2 % à ceux de 1990, ce que se refuse à faire les États-Unis qui n'ont pas ratifié le traité. Il s'agit de fait d'un traité juridiquement contraignant sur les réductions des GES, contraintes que les politiciens américains refusent de ratifier du fait de l'impopularité de telles mesures dans leur pays.

Cependant, pour faciliter leur réalisation, le protocole de Kyoto prévoit, pour les États Partis, la possibilité de développer entre eux des mécanismes de coopération, dits de "flexibilité" en complément des politiques et mesures qu'ils devront mettre en œuvre au plan national. Trois mécanismes de subsidiarité permettent ainsi aux pays industrialisés de bénéficier de crédits-carbone résultant d'investissements en technologies propres dans des projets de réduction d'émissions de GES à l'extérieur de leur zone géographique, c'est-à-dire dans les pays du Sud. Il s'agit des échanges internationaux de permis d'émission, de la mise en œuvre conjointe et du Mécanisme de Développement Propre (MDP), seul ce dernier concernant les pays émergents ou en voie de développement.

- **Le mécanisme des permis d'émission négociables** : basé sur le principe de ce qui a déjà été établi aux États-Unis pour les émissions de SO₂ (Dioxyde de Soufre), c'est une disposition qui permet de vendre ou d'acheter des droits à émettre entre pays industrialisés dit de "l'annexe 1", ou entre entreprises. Ce système ne permet donc pas aux pays riches d'acheter les éventuelles réductions d'émissions des pays pauvres pour éviter tout effort chez eux. Ce mécanisme revient à créer un marché où s'échangent des droits d'émissions : les pays qui auront su développer une technologie permettant de réduire leurs propres émissions pourront alors vendre un permis (en pratique, il s'agit de quotas), équivalent à cette réduction, aux pays demandeurs en droits d'émissions supplémentaires. Développé à l'initiative des États-Unis, en échange de la ratification du protocole de Kyoto à laquelle ils ont finalement renoncé, ce mécanisme de permis d'émission est donc un instrument du libéralisme économique par lequel on transfère des gains supplémentaires des uns

aux autres, avec une description de la manière dont les réductions d'émission peuvent d'échanger, et dans quelles limites.

- **La mise en œuvre conjointe** : il s'agit d'un mécanisme permettant à des pays industrialisés de procéder à des investissements visant à réduire les émissions de gaz à effet de serre en dehors de leur territoire national, afin de bénéficier des crédits d'émission générés par les réductions ainsi obtenues. Les projets permettant de générer ces crédits peuvent être des centrales solaires ou des éoliennes, ou bien encore des plantations contribuant à absorber le CO₂.
- **Le mécanisme de développement propre (MDP)** : il a été créé en 2004 afin de permettre aux pays industrialisés de réaliser leurs objectifs de réduction des émissions en investissant dans des projets de réduction d'émissions de GES dans les pays du Sud, en voie de développement ou émergents. C'est un mécanisme qui répond aux besoins de financement de ces pays pour un développement économique adoptant des méthodes de production plus "propres". Le mécanisme MDP génère des crédits d'émission sur la base de projets d'investissement dans un pays du Sud. Ces droits peuvent être stockés ou échangés et doivent faire l'objet d'un partage entre l'investisseur étranger et le pays ou le partenaire hôte.

Les projets MDP, dont la nature reste à préciser et qui sont le fait d'investisseurs publics ou privés, déterminent des réductions d'émissions de gaz par rapport à une situation de référence (en anglais *baseline*). Ce scénario de référence représente, de façon raisonnable, les émissions de GES qui auraient eu lieu si le projet MDP n'était pas mis en œuvre. Il doit tenir compte des émissions de tous les gaz considérés par le Protocole de Kyoto, et des secteurs et des sources d'émissions comprises dans les frontières du projet. Cette *baseline* est établie par le développeur du projet, de manière transparente, en tenant compte des incertitudes, et sur une base projet-par-projet⁴⁷. Le choix d'un scénario de référence doit tenir compte des politiques et des circonstances nationales et sectorielles (réformes, etc.), comme de la situation économique du secteur concerné par le projet.

On dira d'un projet MDP qu'il est "additionnel", si les émissions de gaz à effet de serre résultantes sont inférieures à celles qui seraient survenues en l'absence du

⁴⁷ On définit une situation de référence spécifique à chaque projet, par rapport à laquelle on évalue l'activité entreprise

projet (art. 12 du Protocole de Kyoto). L'additionnalité est jugée par la confrontation des émissions générées par le projet en question aux émissions du scénario de référence (ajustées par les fuites possibles, i.e. les émissions dues au projet MDP, mais survenues en dehors de ses frontières). Mais à cette additionnalité environnementale peut également s'ajouter des interrogations sur l'additionnalité financière des projets MDP qui vise à déterminer si l'investissement aurait été réalisé s'il n'y avait pas la perspective d'obtenir des crédits d'émission.

Le MDP est le seul mécanisme issu du protocole contraignant de Kyoto qui permette des échanges marchands entre pays du Nord et du Sud à propos de la Nature. Cependant, cet outil n'a pas eu la même portée partout dans les pays en développement. D'une part, le MDP requiert une procédure de montage et d'enregistrement qui est très complexe. D'autre part, il est plus facile à mettre en œuvre avec des pays émergents (Inde et Chine qui captent 70% environ des projets MDP), avec une industrialisation -et son corolaire de pollution- croissante et où les investissements dans des projets de réduction des émissions de GES peuvent obtenir des résultats plus rapidement que dans les pays en voie de développement, et notamment en Afrique. Le PNUE a ainsi annoncé en mars 2010 que sur près de 5.000 projets MDP en cours ou en stade de validation dans le monde⁴⁸, seuls 122 projets concernent le continent africain qui reste donc largement à la traîne du MDP malgré une certaine accélération des projets, puisqu'en 2007, on ne dénombrait que 42 projets MDP en Afrique.

Pour ce qui concerne plus directement l'utilisation des terres et les activités de boisement/reboisement, le bilan de MDP en Afrique est encore plus ténu, alors que la part des émissions GES engendrée par ces activités est estimée à 60% et qu'il y a là un fort potentiel de réduction des émissions de GES. Malgré la croissance rapide du marché de carbone, les transactions MDP en Afrique subsaharienne et particulièrement les projets AFAT (Agriculture, de Foresterie et d'autres Affectations des Terres), restent négligés par les investisseurs commerciaux en raison des coûts et des risques de transaction élevés ainsi que de l'insuffisance des cadres institutionnels. De plus, les règles spécifiques adoptées pour les projets AFAT dans le cadre du MDP, ainsi que du système européen d'échange de quotas d'émissions, sont également moins favorables pour ce type de projets. Les organes de

⁴⁸ Sur les 5.000 projets recensés, seuls 2.060 sont en cours en 2010 dans 63 pays autour du monde

régulation de la Convention Climat ont en effet préparé des lignes directrices pour évaluer simultanément l'additionnalité et le scénario de référence dans le cadre du MDP (l'absence d'additionnalité étant souvent générée par des scénarios de référence inappropriés) ; et l'utilisation assez stricte de cette clause dans le cadre du MDP "boisements et reboisements" a conduit à exclure la plupart des projets de boisements industriels du bénéfice de l'enregistrement au MDP (moins de 1% des projets MDP sont des projets forestiers "boisements et reboisements"). Pour toutes ces raisons, très peu de projets MDP relatif à l'utilisation des sols et au boisement/reboisement ont vu le jour en Afrique.

Parmi ces projets, on peut en relever deux, un en Ethiopie et un autre en Ouganda. En Ethiopie, le projet Humbo de régénération naturelle assistée a permis à ce pays de devenir le premier État africain à inscrire un projet de reforestation à grande échelle dans le cadre du MDP en restaurant 2.700 ha de "terres dégradées" sur les hautes terres du Sud-Ouest. L'inscription de ce projet en 2010 par les Nations Unies dans le cadre MDP devrait permettre la vente de 338.000 tonnes métriques équivalent CO₂, dont 165.000 seront achetées par le *BioCarbon Fund*, qui est un fonds spécialisé de la Banque Mondiale abondé par des fonds publics et privés et ayant pour vocation d'acheter des crédits carbone. La Banque Mondiale étant par ailleurs un des promoteurs du projet Humbo, la neutralité de la Banque Mondiale pose question. En Ouganda, le projet de reboisement du bassin du Nil (*Nile Basin Reforestation Project*) mise en œuvre par l'autorité nationale forestière (*National Forestry Authority*) et les communautés locales va leur permettre d'obtenir des revenus du *BioCarbon Fund* en échange de la plantation de pins et d'espèces locales dans la *Rwoho Central Forest Reserve*. En revanche, en Afrique Sahélienne, il n'existe aucun MDP relatif à l'utilisation des terres et au boisement/reboisement et très peu de façon général.

C'est dans ce contexte de grande rareté des projets MDP basés sur les changements d'utilisation des terres en Afrique, qu'a été développé le projet CASCADE coordonné par le Programme Environnement des Nations Unies (PNUE) et réalisé conjointement par le Centre Risoé du PNUE, le CIRAD, ONF International, ERM et Winrock International. Ce projet a précisément pour objectif de développer l'expertise africaine en matière de génération de crédits carbone dans les secteurs de l'agriculture, la sylviculture et la bioénergie. Le programme apporte son aide à des projets pilotes, dans sept pays, et dans les secteurs tels que les plantations à objectif commercial, le reboisement communautaire et les

agrocarburants. Ces projets pilotes visent à créer de nouvelles opportunités pour la participation du continent africain dans le MDP et le marché de la compensation, en développant notamment un réseau d'experts pour l'assistance technique, et la création de liens commerciaux et en fournissant, par ses résultats, des contributions au débat politique sur la seconde période d'engagement du Protocole de Kyoto ("post 2012") sur les modalités d'accréditation de la déforestation évitée et la dégradation des terres comme projets MDP. Le CIRAD étant impliqué dans ce projet CASCADE, il sera intéressant de suivre ses résultats et notamment son impact en termes de montage de projets MDP "utilisation des terres" en Afrique, sachant que le paysage des marchés du carbone est en perpétuelle évolution et que la deuxième phase d'engagement du protocole de Kyoto est encore en négociation.

Il est intéressant de noter à ce propos que, dans les deux exemples de MDP forestiers africains sus-cités, en Ethiopie et en Ouganda, le bailleur principal est le *BioCarbon Fund* qui, avec d'autres organisations, considère que les règles et régulation actuelles du protocole de Kyoto et du EU-ETS sont trop restrictives (ce qui n'est pas une surprise pour une organisation liée à la Banque Mondiale), excluant ainsi une large proportion des pays en voie de développement de l'accès aux marchés du carbone, alors que le *BioCarbon Fund* considère pourtant ces marchés comme une opportunité sans précédent de lutter contre la pauvreté et de stabiliser les économies rurales.

Pour contourner cette difficulté, si le *BioCarbon Fund* achète des crédits carbone issus de projets de boisement et de reboisement MDP, il en achète aussi de projets hors mécanisme MDP, tels que les projets qui visent à Réduire des Emissions issues de la Déforestation et de la Dégradation des forêts (REDD) ou ceux qui visent à accroître la séquestration de carbone dans les sols grâce à une amélioration des pratiques culturales.

De façon beaucoup plus générale, avec les difficultés qu'il y a à s'entendre entre pays pour aboutir à un accord contraignant impliquant l'ensemble des pays de la planète, difficultés mises en évidence par la conférence de Copenhague en 2009 et l'enlisement des négociations internationales, tout semble indiquer que nous allons vers un régime climatique post-Kyoto où la régulation centrale et contraignante cèdera le pas à une logique d'"autorégulation" par les marchés volontaires, les accords bi ou multilatéraux avec des fonds d'aide à la réduction des émissions de GES, que ce soit au niveau national ou infra-

national, fonds qui pourraient être alimentés par des dons ou par des taxes, telles que celles sur les billets d’avion.

3.4.3.3. Les marchés volontaires du carbone

En parallèle des efforts internationaux pour décider d’un mécanisme multilatéral contraignant, on assiste à un essor important des “marchés volontaires” appuyés sur des projets de “compensation carbone” qui peuvent être directement financés par des entreprises des pays industrialisés, des collectivités territoriales ou d’autres organisations.

Dans les “marchés volontaires”, libres et non régulés du carbone, des acteurs prennent des engagements volontaires de réduction de leurs émissions et adhèrent à un système d’échange basé sur le crédit-carbone (1 crédit représentant 1 tonne de carbone ou de gaz à effet de serre) non lié à une réglementation internationale : les sociétés diminuant leur émission de carbone gagnent des crédits, et à l’inverse, si elles dépassent leur quota, elles doivent acheter des crédits carbone pour “compenser” (tout ou en partie) ou “neutraliser” leurs impacts sur le climat.

Cet engagement peut concerner des émissions individuelles (particuliers), des entreprises, des événements et même des produits de grande consommation. Les individus ou entreprises, organisateurs d’évènements ou fournisseurs qui investissent dans ces marchés volontaires n’ont pas de contraintes dans leurs pays pour lutter contre les changements climatiques, mais souhaitent agir pour des raisons éthiques, d’image environnementale ou pour anticiper de prochaines régulations. Ces marchés volontaires présentent la particularité d’être générés conformément à des standards d’origine privée généralement plus flexibles que les règles et modalités prévues par les marchés réglementés type protocole de Kyoto.

Du fait que ce type de marchés est non régulé, la qualité des réductions d’émissions est donc cruciale puisqu’elle ouvre la voie à l’émission de “crédits carbone” qui seront utilisés par les entités acheteurs. L’appréciation de cette qualité de ces crédits (tout comme celle des paiements pour service environnementaux dont il sera question plus bas) passe par l’analyse de trois critères : l’additionnalité, les “fuites” de carbone et la permanence (Macauley et al., 2010).

- Démontrer une additionnalité implique de définir une situation “sans projet” (scénario de référence), la comparer à une situation “avec projet” et en déduire “l’effet net” du projet, qui constitue la composante additionnelle.
- Les fuites, qui correspondent à un déplacement géographique des émissions découlant de la réduction des émissions à un endroit précis, doivent être analysées sous deux angles : le marché s’appliquant à un espace de projet peut générer un déplacement des pressions anthropiques et des émissions de GES dans des lieux hors projet, annulant les bénéfices des réductions dans l’espace du projet (ces fuites sont dites “primaires”); il peut aussi générer un changement des prix relatifs, la contrainte de conservation mise sur l’espace sous projet pouvant raréfier la terre agricole, les denrées alimentaires et le bois disponibles sur le marché, ce qui augmente leur prix, déplace la frontière de la rente économique et rend profitable l’exploitation de zones enclavées jusque là protégées par le coût élevé de leur conversion à d’autres usages (ces fuites sont dites “secondaires”).
- La réduction des émissions de GES peut avoir une durée de vie limitée comme par exemple, si le marché concerne des plantations forestières qui peuvent brûler, dépérir, être abandonnées quelques années après son établissement et le carbone fixé par le projet être relâché dans l’atmosphère. Il convient donc d’analyser la permanence de ces réductions d’émission pour fixer un prix au crédit-carbone et d’opérer un glissement des “crédits temporaires” vers des “crédits permanents”.

Afin d'assurer une réduction d'émission de gaz à effet de serre de qualité, certains standards ou labels volontaires ont été élaborés, qui permettent de garantir l'intégrité environnementale de projets certifiés et de donner une valeur aux unités de crédit-carbone du marché volontaire. Parmi ces labels, on peut relever :

- Le *Voluntary Carbon Standard*, le plus célèbre d’entre eux, développé depuis 2006 par le groupe *Climate Group*, l’*International Emissions Trading Association* et le *World Economic Forum Global Greenhouse Register* qui a créé une unité de crédit-carbone : la *Voluntary Carbon Unit* (VCU). Ce standard aspire à devenir le label de référence du marché volontaire.
- Le *Carbon Fix Standard*, qui a été développé par des scientifiques allemands spécialisés dans les domaines de la forêt, de l’environnement et du changement

climatique pour certifier des projets forestiers de boisement et de reboisement. Il délivre différents types de crédits dont majoritairement des *Voluntary Emission Reductions* (VER) futures. Il se distingue par la simplicité de sa méthodologie, qu'un porteur de projet peut très facilement s'approprier.

- Le *Climate, Community and Biodiversity Standard*, qui a été créé en 2005 par l'alliance du même nom (CCBA) en coopération avec des experts scientifiques et des ONG et qui vise à soutenir des projets forestiers (boisement/reboisement, gestion sylvicole) en lutte contre le changement climatique, tout en apportant des effets bénéfiques aux communautés locales et à la biodiversité. A la différence des deux autres, il certifie un projet dans son ensemble comme « bon pour le climat », mais ne délivre pas de crédits correspondant à une quantité exacte de tonnes séquestrées.

Pour échanger les crédits carbone des marchés volontaires, des transactions font l'objet d'accords contractuels, généralement conclus de gré à gré, entre des porteurs de projets et des demandeurs de crédits (on parle de marché *Over The Counter*). Des intermédiaires proposent de calculer les émissions des entreprises et des particuliers et de les compenser totalement ou partiellement en achetant des crédits qui servent à financer des projets "compensateurs".

Mais les marchés peuvent aussi s'organiser autour de plates formes de marché comme le *Chicago Climate Exchange* (CCX). Créé en 2003, ce marché est prédominant en Amérique du Nord et compte parmi ses membres certains États, gouvernements municipaux et entreprises privées. Ils ont tous volontairement pris l'engagement de réduire leurs émissions de GES, sur la base de la moyenne annuelle des émissions produites sur la période 1998-2001, en moyenne de 4% pour la première phase (2006), et de 6% pour la deuxième phase se terminant en 2010. Ce marché volontaire fonctionne comme une véritable bourse d'échange d'unités de CO₂ (et de cinq autres gaz à effet de serre) mesurées en CCX CFI. D'abord limité aux projets issus de pays non signataires du protocole de Kyoto, il s'est ouvert en 2008 aux projets de réduction d'émissions de GES du monde entier. Son cahier des charges est plus souple que celui des projets MDP et le prix des crédits fluctuent actuellement entre 2 \$ et 5 \$ la tonne de CO₂.

Outre ce marché de Chicago, on peut relever : le marché climatique européen (*European Climate Exchange*) lancé en 2005 par *Chicago Climate Exchange* à Londres qui est un acteur

important dans les échanges à l'intérieur du marché de l'Union européenne ; ainsi que le marché climatique de Montréal.

En théorie, du fait de la flexibilité qu'ils permettent, les marchés volontaires du carbone peuvent permettre à des projets innovants et exemplaires du point de vue environnemental et social de se développer (au bémol près que la question des fuites géographiques est quasiment ingérable pour des projets de conservation), leur qualité pouvant désormais être en principe garantie par des standards auxquels ces projets peuvent se référer, même ces standards ne sont forcément reconnus par tout le monde.

Certains de ces projets ont le mérite de proposer des alternatives efficaces dans des contextes institutionnels délicats et peuvent servir de précurseur. Par ailleurs, ces marchés volontaires sont attractifs en termes d'image car leurs effets positifs sur le changement climatique sont plus intelligibles pour le grand public que ceux du MDP (Taiyab, 2006). Une étude récente confirme l'intérêt des acheteurs pour ces crédits qui leur semblent amener des co-bénéfices socio-économiques aux populations rurales (création d'emplois, diversification des sources de revenus, lutte contre la pauvreté) et des bénéfices environnementaux (lutte contre l'érosion, protection des ressources hydriques, protection de la biodiversité) que les acheteurs de crédits apprécient (Neeff et al., 2009). Signe de cette attractivité, alors que la place des crédits forestiers au sein du MDP est encore mineure, la forêt représentait 7% des échanges de crédits sur le marché volontaire en 2008.

Toutefois, malgré la montée en puissance de ces labels de qualité, de nombreux projets "carbone" sont mis en cause en raison du manque de transparence, notamment sur les méthodologies utilisées et les modes de calculs employés. Ce n'est pas tant vis-à-vis des acheteurs que les problèmes se posent que celui du sérieux des projets compensateurs qui touchent des crédits-carbone pour atténuer les changements climatiques. En absence de statistiques fiables, ou plutôt en présence de statistiques souvent erronées⁴⁹, il est en effet assez facile de monter des dossiers de mise en valeur des terres que la FAO qualifie de "marginales", que ce soit pour produire de la bioénergie et atténuer la consommation d'énergie fossile, ou pour procéder à des reboisements.

⁴⁹ telles que la FAO en produit annuellement sur la base de déclaration des administrations nationales qui n'ont pas toujours des instruments de mesure très précis des changements d'occupation du sol, quand elles en ont.

Lors d'enquêtes sur les plantations de *Jatropha curcas* au Mali (Burnod et al., 2009), j'ai été ainsi saisi de constater que les terres sur lesquelles les projets planter du *Jatropha* n'avaient rien de "marginales" et que l'additionalité du projet n'était prouvée que sur le papier, sur la base de statistiques erronées. J'ai été aussi frappé de constater à quel point le montage financier complexe qu'un projet étranger avait mis en place à Koulikoro pour développer son unité de production et de transformation d'huile de *Jatropha*, en bénéficiant de crédits-carbone du marché volontaire, restait occulte aux yeux de l'union des producteurs engagée dans l'aventure avec lui. En interviewant l'une et l'autre partie, j'ai ainsi pu constater à quel point des crispations s'étaient développées et que des revendications se faisaient jour de la part des producteurs pour plus de transparence. On est donc loin, dans ce cas précis, des co-bénéfices socio-économiques aux populations rurales et des bénéfices environnementaux appréciés par les acheteurs de crédits qui sont, en le cas d'espèce, victimes d'aventuriers du crédit-carbone.

3.4.3.4. Le mécanisme REDD

La forêt a une place très particulière dans les négociations sur les changements climatiques et l'érosion de la biodiversité, et à ce titre, a toujours fait l'objet d'un traitement particulier conduisant à de nombreux débats sur les mécanismes à adopter pour ralentir, stopper voire inverser le processus de déforestation.

Certes, les travaux les plus récents nous conviennent à relativiser l'importance de la déforestation dans les émissions annuelles anthropiques de GES (12 à 15% selon la revue *Nature Geoscience* (van der Werf et al., 2009 ; Friedlingstein et al., 2010). Par ailleurs, les écologues découvrent que les forêts tropicales ne sont pas en équilibre comme on le pensait il y a une quinzaine d'années et que leurs sources d'émission sont plus importantes que prévues. L'augmentation de la respiration des végétaux, lors d'épisodes de sécheresse et de stress hydrique, par exemple, conduit à des relâchements de CO₂ (Lewis et al., 2011). Par exemple, la sécheresse en Amazonie en 2005 a entraîné une émission de CO₂ de 5 GT. De ce fait, le rôle de puits de carbone des forêts n'est pas stable et peut varier en fonction des conditions climatiques.

Il n'en demeure pas moins que le contrôle de la déforestation et de la dégradation de la

forêt est l'objet de nombreux débats à l'échelle mondiale, de controverses scientifiques et d'après négociations sur les mécanismes les plus pertinents à adopter pour réduire cette déforestation. On peut voir dans cette attention portée à la forêt dans le cadre des grandes conventions mondiales sur l'environnement plusieurs dimensions :

- Une dimension humaniste tout d'abord : la forêt n'est pas qu'un puits de carbone destiné à séquestrer les émissions des industries polluantes, notamment celles des pays du Nord ; c'est aussi ensemble d'écosystèmes qui fournissent des biens et des services à l'humanité, et en particulier aux populations pauvres qui en dépendent pour leurs conditions d'existence ;
- Une dimension symbolique ensuite : la forêt, pour les communautés épistémiques qui s'intéressent aux changements environnementaux, c'est un peu l'éléphant pour François Morel dans "Les Racines du ciel" de Romain Gary : si on peut sauver ce symbole de la Nature, alors l'humanité sera elle-aussi sauvée.
- Une dimension politique teintée de fort cynisme : porter l'attention sur la nécessité de ralentir, voire de stopper ou d'inverser la déforestation, c'est aussi détourner l'attention des opinions publiques sur les autres causes structurelles des changements climatiques et notamment sur la consommation d'énergie outrancière et non contrôlée dans les pays industrialisés.

Cet intérêt pour la réduction des émissions de GES par le contrôle de la déforestation et de la dégradation des forêts a conduit à l'émergence d'un mécanisme qui porte le même acronyme en anglais d'en français : REDD pour *Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation* ou pour "Réduction des émissions dues à la déforestation et la dégradation des forêts".

Il est cependant difficile de comprendre l'émergence du mécanisme REDD sans le lier aux négociations sur la place de la forêt dans le MDP. Dans le débat sur l'instrument qu'il fallait choisir pour inciter les pays à réduire leurs émissions de GES, taxe ou marché, c'est le marché, avec sa propre rationalité, qui a gagné.

Pour le MDP forestier, cela a eu tout un ensemble d'incidences. Il fallait pouvoir vérifier l'additionnalité des projets, afin d'éviter les "effets d'aubaine", c'est-à-dire prouver que le projet n'aurait pu se faire sans les crédits carbone incitant à séquestrer du carbone. Il fallait pouvoir certifier l'absence de "fuites", c'est-à-dire que le projet ne va pas conduire à un

déplacement géographique ou sectoriel des émissions, car dans ce cas, le projet ne serait pas attaqué aux causes structurelles de la déforestation. Enfin, il fallait prendre en compte la non-permanence possible de ces projets, c'est-à-dire le fait que la forêt préservée ou plantée puisse brûler ou dépérir, et donc attribuer de fait des crédits temporaires plutôt que des crédits permanents, ce qui a été un handicap pour le choix des investisseurs dans de tels projets.

Ajoutant à cela une présomption systématique de “non additionnalité” ainsi que la décision de la Communauté Européenne de ne pas autoriser les entreprises européennes à utiliser les crédits boisement/reboisement pour remplir leur objectif de réduction d'émission des GES, et on comprend pourquoi les projets forestiers ont été très rares dans le cadre du MDP. Cela explique par contre coup l'émergence progressive de l'idée d'octroyer une compensation financière pour la réduction des émissions de GES issues de la déforestation et de la dégradation des forêts.

L'idée est de rémunérer des pays qui réduiraient les émissions de CO₂ découlant de la déforestation, par rapport à un niveau de référence garantissant l'additionnalité des actions (niveau passé, scénario prédictif ou objectif chiffré convenu) et pour une “période d'engagement” donnée. Formulée simplement, l'idée est de payer les gens à ne pas couper leurs arbres, ou alors pour exploiter la forêt de façon “durable”.

Exclue lors de la première phase de négociations du Protocole de Kyoto, cette idée a été introduite par un groupe de pays du Sud (Papouasie-Nouvelle-Guinée, Costa-Rica, entre autres) regroupés dans la *Rainforest Coalition* lors de la 11^{ème} Conférence des parties (COP-11) à la CCNUCC (Convention Cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques) à Montréal en 2005 et placée d'emblée dans le cadre de la négociation pour établir le régime post-Kyoto de lutte contre les changements climatiques. Cette proposition a permis d'initier un processus de discussion qui aura duré deux ans, et aura été caractérisé par un très fort investissement des diverses parties concernées.

Elle a été formalisée sous l'appellation REDD à la 13^{ème} Conférence des parties à la convention-cadre des Nations unies sur les changements climatiques en 2007 et a finalement fait l'objet d'un accord, non contraignant, à Cancun (COP-16) en décembre 2010.

Entre 2005 et 2010, le mécanisme REDD a évolué. A l'effort pour donner une valeur financière au carbone stocké dans les forêts, en incitant les pays en développement à réduire les émissions provenant des terres boisées et à investir le développement durable contenu dans la REDD, se sont rajoutés, dans un mécanisme nommé "REDD +", des objectifs de conservation, de gestion durable des forêts et de renforcement des stocks de carbone forestier par plantation. On parle même parfois d'un mécanisme "REDD++" qui inclurait aussi l'agriculture. Mais, sous la pression de divers groupes d'intérêts publics et privés, c'est surtout sur le mécanisme REDD+, qui inclurait dans la comptabilité Carbone à la fois des projets REDD et des projets IFM (*Improved Forest Management*) d'amélioration de la gestion sylvicole, qui est l'objet d'intérêts marqués de la part des acteurs, même si les options pour sa mise en œuvre opérationnelle (soit par le biais d'entités administratives nationales ou régionales, soit par celui de projets) font débat.

L'architecture et les règles de fonctionnement de REDD et de REDD+ n'ont en effet toujours pas donné lieu à un accord global et stable. Si la 16^{ème} conférence des parties signataires de la Convention Climat de Cancun en décembre 2010 a abouti à faire mention explicite du respect des droits des populations autochtones et des communautés locales, en revanche, elle a soigneusement évitée toutes les questions épineuses (marché ou pas, projet ou pas, quel scénario de base, etc...).

De ce fait, le mécanisme REDD+ n'a toujours pas de squelette opérationnel et la question très controversée de la vente de crédits carbone qui pourraient être obtenus grâce à ce mécanisme n'est pas tranchée, notamment parce qu'il est très difficile de quantifier les émissions de CO₂ évitées par un projet (du fait notamment des fuites) et que l'architecture "projet" est très controversée.

A l'heure actuelle, on simplement peut dire, qu'inversement à l'approche MDP qui est une démarche volontaire, par projet, qui s'applique à n'importe quel type d'espace, la REDD demeure plutôt une démarche politique (même si l'option "projet" s'y mêle de plus en plus avec REDD+), qui s'applique à des territoires administratifs, mais qui peut relever de deux mécanismes incitatifs et de deux approches :

- des mécanismes de financement soit par les marchés du carbone soit par des fonds contraignants contre la déforestation ;

- une rémunération soit au niveau national (ce qui était la proposition initiale de la REDD), soit au niveau sous-régional de région à région, soit directement aux projets, sur la base de réductions certifiées.

Toutes les combinaisons sont envisageables, bien que pas toutes en même temps. Et si, à l'heure actuelle, on voit davantage de mécanismes REDD se mettre en place sur des fonds, constitués généralement par des dons d'un pays développé à des projets dans des régions des pays en développement, d'autres négociations sont en cours sur des mécanismes plus globaux de compensation carbone, sur un fonds global, possiblement dans le cadre d'une nouvelle phase d'engagement de Kyoto, après 2012 (même si cela semble de moins en moins probable compte-tenu de la réticence des États les plus puissants à s'engager dans un régime contraignant), mais plus vraisemblablement hors Kyoto. La formule d'un fonds international présente en effet l'avantage, par rapport à des mécanismes liés au marché volontaire, de pouvoir s'attaquer aux causes structurelles du déboisement en appuyant des politiques de transformation agro-foncières.

Pour ce qui concerne l'échelle d'application du mécanisme, tout est encore envisageable, même si l'approche nationale présente les avantages d'éviter les effets de "fuites", au moins au sein du pays et donc aux échelles infranationales, de pouvoir assurer une certaine permanence, et de fournir des outils de suivi et de vérification qui sont plus difficiles à mettre en place avec une foultitude de micro-projets.

Il reste également à préciser si la REDD+ sera gérée par un seul mécanisme ou *via* plusieurs instruments distincts, comme par exemple un instrument centré sur la réduction des émissions liées à la déforestation (REDD), un instrument séparé pour les boisements et reboisements (A/R), et un instrument pour la gestion forestière au sens large (IFM). Il semblerait que la recherche d'un mécanisme unique ait la préférence des parties prenantes, mais il est à craindre que la division entre les communautés épistémiques ne permette pas d'aboutir à ce mécanisme unique.

A l'heure actuelle, plusieurs initiatives internationales se sont mises place afin d'engager les pays en développement dans leur préparation à la REDD, voire d'exécuter des projets REDD+ :

- L'Australie, les États Unis d'Amérique, la France, le Japon, la Norvège et le Royaume-Uni ont annoncé conjointement à Copenhague qu'ils s'engageaient collectivement

dans le contexte d'un accord ambitieux et complet à Copenhague à dédier un total de 3,5 milliards de dollars d'investissement public initial dit "*fast-start*" entre 2010 et 2012 afin de ralentir, cesser et renverser la déforestation dans les pays en développement ;

- Outre le *BioCarbon Fund*, la Banque Mondiale a mis en place le Fonds de Partenariat pour le Carbone Forestier FCPF (*Forest Carbon Partnership Facility*), composé de deux fonds, l'un d'appui à la préparation des pays à la REDD, l'autre pour l'achat des réductions d'émissions (*Carbon Fund*) aux pays qui auront pu s'engager dans un mécanisme de type REDD ;
- La Banque Mondiale a également lancé le FIP (*Forest Investment Program*) (en français le PIF : "Programme d'Investissement Forestier"), fonds destiné à financer les investissements du secteur forestier nécessaires à la préparation au REDD de certains pays. Le FIP fait partie du Fonds d'Investissement pour le Climat (FIC) auquel abonde une dizaine de pays (dont surtout les États Unis et le Japon), créé en mai 2008 et approuvé par la Banque Mondiale en juillet 2008, qui se subdivise en deux fonds : le fonds pour les technologies propres, et les fonds stratégiques pour le climat (FSC), au sein desquels on trouve trois programmes : 1. le PIF donc ; 2. le programme d'amplification de l'énergie renouvelable ; et 3. le programme de résilience au changement climatique ;
- Un programme UN-REDD, mis en place par le PNUE, le PNUD et la FAO en septembre 2008, est doté de 51,4 M€, et appuie la préparation à la REDD de 12 pays, dont 7 sont actuellement en phase de mise en œuvre (Bolivie, RDC, Indonésie, Panama, Tanzanie, Viet Nam and Zambie) ;
- Le Fonds pour les Forêts du Bassin du Congo (*Congo Basin Forest Fund*), lancé en juin 2008 et ayant reçu une dotation initiale de 118 M€ de la part du Royaume-Uni et de la Norvège, a pour objectif le développement d'initiatives pilotes et projets pour la conservation des forêts de la région et la lutte contre la pauvreté. En collaboration avec UN/REDD et le FCPF (Banque Mondiale), le Fonds pour les Forêts du Bassin du Congo (FFBC) a réitéré, dans la Déclaration de Brazzaville du 21 Avril 2010, sa volonté d'appuyer la COMIFAC⁵⁰ et ses pays membres dans le développement des processus REDD nationaux et la mise en place de systèmes de mesure et de suivi de stocks et

⁵⁰ Commission des forêts d'Afrique Centrale

flux de carbone forestier à l'échelle nationale et régionale. De plus, une vingtaine de projets pilote REDD+ initiés par certains pays membres de la COMIFAC et des ONGs sont en cours de financement et /ou de finalisation pour un montant estimé à 30 millions d'euros.

Il est à noter que le Programme d'Investissement Forestier de la Banque Mondiale a choisi 8 pays pilotes pour son lancement, dont le Burkina Faso pour le Sahel et la République Démocratique du Congo pour l'Afrique Centrale. J'ai eu la chance d'être à l'atelier de lancement du PIF Burkinabé en octobre 2010 et une des activités que je compte mener au cours de mon affectation au Burkina sera de suivre l'évolution de ce programme dans ce pays.

Une fois que les membres du comité du FIC se sont accordés sur une feuille de route élaborée et proposée par les gouvernements des pays pilotes élus, le pays pilote reçoit un don de 60 millions de dollars américains pour développer son programme sur 5 ans. Un certain nombre de questions se posent qui méritent l'attention des scientifiques qui s'intéresse à la construction de politiques environnementales. Tout d'abord, on peut se demander sur quel scénario de référence s'appuiera le programme ? Le deuxième inventaire forestier national Burkinabé sera fini en 2015, alors que le PIF Burkinabé devra être proposé dès que possible, mais au plus tard dans un an et demi, soit mi-2012. On peut ensuite d'interroger sur les méthodes qui seront choisies pour estimer les progrès et pour mesurer l'additionnalité du projet. Enfin, il convient de s'intéresser aux sanctions éventuelles qui s'appliqueraient en cas d'échec du programme.

Outre ces programmes internationaux, plusieurs initiatives bilatérales majeures ont également été lancées :

- L'Initiative Forêt Climat de la Norvège : la Norvège qui contribue déjà aux fonds multilatéraux sur le REDD+ (FCPF, FIP, UN-REDD), finance également des initiatives menées par les organisations de la société civile, des programmes de recherche, et appuie plusieurs programmes bilatéraux, notamment vis-à-vis du Brésil et de l'Indonésie pour lesquels elle s'est engagée à verser jusqu'à un milliard de dollars pour financer la lutte contre la déforestation, même si elle aimerait bien être accompagnée par d'autres pays dans cette initiative ;

- L'Initiative Forêt Carbone de l'Australie, dotée de 107 M€, qui inclut des contributions aux fonds multilatéraux sur le REDD (FCPF, FIP), mais appuie également des initiatives menées par les organisations de la société civile, des programmes de recherche, et finance plusieurs programmes bilatéraux :
 - Partenariat Forêt Climat avec l'Indonésie et notamment la Province d'Aceh (21 M€) ;
 - Partenariat Forêt Climat avec la Papouasie Nouvelle Guinée (1,6 M€) ;
 - Programme de renforcement des capacités de la région Asie – Pacifique (8,4 M€).

Par rapport au MDP forestier qui ne vise que l'objectif d'atténuation du changement climatique et ne rémunère que le carbone fixé par les projets de boisement et de reboisement (A/R), l'intérêt de la REDD est qu'éviter la déforestation permet aussi de conserver la biodiversité. Même s'il est tourné en priorité vers l'objectif de réduction des émissions de gaz à effet de serre, le mécanisme REDD permet ainsi de combiner des objectifs propres aux deux grandes conventions internationales sur l'environnement, celle sur le climat et celle sur la diversité biologique. La biodiversité présente dans les forêts tropicales, en étant un bénéfice dérivé de la lutte contre les changements climatiques au niveau des forêts, pourrait ainsi bénéficier de financements aujourd'hui impossibles à mobiliser à grande échelle à des fins de conservation de la biodiversité.

Le succès initial de la REDD peut ainsi s'expliquer de deux manières : d'une part par la rencontre de deux communautés épistémiques, celle de la biodiversité et celle du changement climatique, sachant qu'éviter la déforestation, c'est séquestrer du carbone, mais c'est aussi lutter contre l'érosion de la biodiversité ; d'autre part, par le fait que le travail de la REDD, quand il s'opère au niveau national (et non par des projets), permet d'éviter un certain nombre de déplacements géographiques du problème, ce qui suppose toutefois qu'il n'y ait pas de fuites au niveau régional, entre pays voisins, ce qui est encore à prouver et sachant que des "fuites" de ce niveau auraient d'autres conséquences environnementales et sociales.

Mais d'une part, l'extension du champ, de REDD à REDD + (avec l'intégration d'objectifs de conservation, de gestion durable des forêts et plantation) a mis à mal l'entente entre les communautés distinctes d'intérêts : (1) celle qui accorde la priorité au carbone ; (2) celle qui s'inquiète pour la biodiversité ; et (3) celle qui défend les intérêts des populations locales. De

fait, quand on lutte contre la déforestation et la dégradation des forêts en réalisant des plantations monospécifiques, cela pose des problèmes à la communauté “biodiversité” ; quand on lutte contre la dégradation des forêts en en restreignant les usages, cela pose des problèmes à la communauté “lutte contre la pauvreté” ; etc...

D’autre part, le mécanisme REDD soulève encore de nombreuses questions irrésolues qui sont l’objet de débats politiques planétaires, notamment entre les deux plus grands massifs forestiers tropicaux, les États amazoniens et les États d’Afrique Centrale : qu’est-ce que cela veut dire que réduire la déforestation ? Sur quels critères se baser pour établir des bases crédibles de déforestation ? Quel scénario de référence choisir pour déterminer la réduction additionnelle de la déforestation ? Faut-il comparer le niveau de déforestation de la période d’engagement avec une période passée (ce que souhaiteraient les États du bassin amazonien, et notamment le Brésil, qui ont subi une forte déforestation dans un passé récent) ou faut-il comparer ce niveau de déforestation à un scénario tendanciel (ce que souhaiterait les États d’Afrique Centrale pour ne pas se couper la possibilité de déboiser pour se développer) ? Pour ne pas être les perdants de ce mécanisme, les pays du bassin du Congo demandent un “facteur d’ajustement” qui les autoriserait à déboiser une certaine proportion de terre pour se développer, construire des routes et étendre les surfaces agricoles, mais leur permettrait de toucher des fonds s’ils déboisaient moins que ce scénario.

Comment par ailleurs prédire les niveaux de déforestation pour établir ces scénarios de référence et facteurs d’ajustement quand on sait que cette déforestation ne dépend pas que de facteurs relativement prévisibles tels que la démographie ou les infrastructures routières, mais également de phénomènes aussi aléatoires que les conflits, qui entraînent des migrations, la volatilité des prix des matières premières agricoles, les changements de parité monétaire ou les risques d’incendie liés à la variabilité climatique (Karsenty, 2009) ? Au Brésil par exemple, le taux de déforestation varie beaucoup d’une année sur l’autre en fonction de la fluctuation des prix de la viande de bœuf ou du soja.

Une autre question qui se pose est celle de savoir si les financements REDD pour protéger les forêts du Sud sont à même de toucher les itinéraires techniques agricoles, c’est-à-dire tant l’organisation de la production, les techniques de production que le type de produits, pour tendre vers une intensification écologique qui, en augmentant les rendements à

l'hectare permettrait de limiter l'extension des surfaces cultivées, selon une des hypothèses de Borlaug, un des pères de la révolution verte (Borlaug, 1970), hypothèse qui reste cependant, avec un recul de 35 ans, peu démontrée (Rudel et al., 2009), notamment en Inde qui passe pourtant pour un modèle en la matière (Landy, 1997).

Dans ce débat sur les liens entre la déforestation et l'intensification agricole, David Kaimowitz et Arild Angelsen du CIFOR ont démontré que la question du bien-être et des conditions d'existence des gens est primordiale, car l'amélioration de ces conditions de vie est bien souvent synonyme de déforestation. Selon ce qu'ils énoncent comme une règle de *Win-Lose* (*win*, pour l'intensification de l'agriculture ; *lose*, pour la perte de la forêt), dans les régions riches en forêt, quand on augmente la productivité agricole avec de nouvelles technologies, on augmente le niveau de vie et donc la consommation alimentaire, ce qui amène à déboiser davantage (Kaimowitz et al., 2001). Cette considération amène ces auteurs à s'interroger sur l'efficacité des politiques volontaristes d'accompagnement des mutations du monde agricole et à suggérer que les Paiements pour Services Environnementaux (PSE) pourraient avoir un rôle clé à jouer dans la modification des itinéraires techniques.

Enfin, toujours concernant la REDD, peut-on sérieusement penser que les États fragiles⁵¹ sont en mesure de faire diminuer la déforestation face à des grandes entreprises internationales ? Ces États sont-ils en mesure de décider contre les intérêts économiques des groupes qui les soutiennent politiquement (et/ou les corrompent) ? Même si ces États décidaient sincèrement de travailler à réduire la déforestation, seraient-ils en mesure de mettre en œuvre les politiques efficaces et à affronter les coûts sociaux correspondants ?

Poser ces questions amène nécessairement à considérer qu'une grande partie de la réduction de la déforestation se joue en dehors du secteur forestier, et qu'elle est conditionnée par des changements importants des politiques publiques. Elle est notamment conditionnée à des réformes coûteuses financièrement et politiquement, comme sur celle relative au foncier, qui est sans cesse repoussée par les pays Africains dans lesquels je travaille mais probablement rendue inéluctable du fait des processus de territorialisation engendrés par la décentralisation et la globalisation.

⁵¹ L'OCDE définit un Etat fragile de la façon suivante : État « dont les instances étatiques n'ont pas la capacité et/ou la volonté politique d'assumer les fonctions essentielles pour faire reculer la pauvreté et promouvoir le développement, ni d'assurer la sécurité de la population et le respect des droits de l'homme »

3.4.3.5. Les paiements pour services environnementaux

Afin d'éviter toute équivoque, il est d'emblée nécessaire de faire une distinction entre services écosystémiques et services environnementaux. Les services écosystémiques sont une notion qui a été popularisée par le *Millenium Ecosystems Assessment* (MEA). Ils procèdent d'une conceptualisation dans laquelle la nature est pensée en fonction des services qu'elle rend aux hommes. Les auteurs du MEA distinguent trois types de services fournis par la forêt aux humains, à plusieurs échelles géographiques en fonction du service :

- Les **services d'approvisionnement**, qui produisent des biens : aliments, énergie, plantes médicinales, fibres ... et pour lesquels existent généralement des marchés ;
- Les **services de régulation** des processus écologiques : diversité des espèces, régulation du climat global par la séquestration du carbone, de la quantité et de la qualité de l'eau, de la force des vents ou des vagues. Ces services sont ceux que les économistes qualifient d'externalités positives car ils bénéficient aux sociétés humaines sans que les marchés ne les prennent en compte ;
- Les **services culturels**, par exemple spirituels, d'héritage culturel ou de loisir.

Les *services environnementaux* sont quant à eux une sous-catégorie des services écosystémiques : ce sont essentiellement les services de régulation qui bénéficient aux hommes⁵², correspondant à des externalités : ce sont des biens collectifs, "hors marché" de biens, tels que l'approvisionnement en eau de qualité, la conservation de la biodiversité et la séquestration du carbone. Même si ces services de régulation sont parfois qualifiés d'*écosystémiques* par certains auteurs anglo-saxons (Costanza et al., 1997 ; Daily et al., 2002) qui cherchent ainsi à éviter la confusion avec les services qualifiés d'*environnementaux* parce qu'ils sont rendus non par la Nature mais par des hommes ou des entreprises (tels que le nettoyage des déchets toxiques), nous garderons l'appellation d'"environnementaux" pour ces services de régulation offerts par la Nature qui induisent un certain type de marchandisation, hors marché de biens, même s'il ne s'agit évidemment pas de payer la Nature mais des hommes pour qu'ils favorisent, par leurs pratiques, certains "services" rendus par les écosystèmes.

Les activités humaines peuvent affecter positivement ou négativement la fourniture de ces

⁵² Auxquels il faut ajouter les paysages et la "beauté scénique", services culturels, qui peuvent faire l'objet de paiements pour leur entretien.

services environnementaux. Si elles les affectent négativement, plusieurs voies sont envisageables pour pallier ce problème (réglementation, médiation, taxation...), l'une d'entre elles étant la rémunération de certaines actions, ou du renoncement à d'autres, pour le maintien, l'amélioration ou la restauration d'un service bien défini.

La conceptualisation utilitariste par laquelle la Nature est pensée en fonction des services qu'elle rend aux hommes débouche assez naturellement sur deux exercices proches mais néanmoins distincts : (1) l'évaluation économique de ces services pour lesquels on peut concevoir des paiements spécifiques en dehors des marchés de biens et (2) la "marchandisation" de ces services, c'est-à-dire la rémunération d'agents économiques pour un service rendu à d'autres agents économiques (où qu'ils soient) à travers une action intentionnelle visant à préserver, restaurer ou augmenter un service environnemental convenu. Les instruments de cette marchandisation sont les "Paiements pour Services Environnementaux" (PSE).

Les PSE sont des transactions volontaires et contractuelles (donc négociées) entre au moins un acheteur et un vendeur d'un service environnemental bien défini qui débouchent sur un paiement (monétaire ou non) conditionné au respect des termes du contrat sur une période déterminée (Wunder, 2005). En d'autres termes, les gestionnaires de terres s'engagent sur une durée déterminée à protéger eux-mêmes leur environnement naturel en échange d'une compensation, monétaire ou en nature, individualisée ou groupée, et selon des modalités de conservation qui sont spécifiées dans un contrat. Le principe sous-jacent du PSE est que les externalités environnementales peuvent être internalisées par négociation entre les agents économiques acceptant de payer pour réduire un problème environnemental et ceux acceptant une compensation pour réduire l'activité à l'origine du problème environnemental.

Outre les deux caractéristiques explicites des PSE que l'on retrouve dans les définitions classiques (Wunder, 2005) : (1) Un *accord volontaire* entre des parties qui repose sur des contrats, explicites ou implicites, définissant le service attendu et les paiements correspondants ; (2) Des versements *conditionnés* au maintien du rendu du service par le(s) récipiendaire(s)), Alain Karsenty définit des *caractéristiques implicites* qui conditionnent l'efficacité de l'instrument (et donc sa raison d'être) (Karsenty, 2010) :

1. Un PSE porte sur un espace géographique déterminé, qui peut aller d'un territoire très localisé à un territoire national. On peut théoriquement envisager un PSE sans espace spécifique d'application, comme par exemple celui d'un pêcheur ou d'un chasseur qui modifierait ses pratiques de capture pour être plus sélectif, mais cela concerne alors des biens susceptibles d'appropriation –et donc des services d'approvisionnement- qui sont, dès le départ, dans le périmètre du marché des biens et non des PSE ;
2. Les PSE portant sur un espace géographique déterminé ne doivent pas entraîner, par leurs effets directs et indirects, une réduction des services dans une autre zone par phénomène de "fuites" ;
3. Les bénéficiaires de PSE doivent disposer sinon d'un titre de propriété au moins d'un droit effectif et d'une capacité d'exclusion de tiers de la zone sur laquelle porte le contrat ;
4. Les rémunérations peuvent correspondre à des activités (par exemple, la plantation de haies ou d'arbres) ou à des restrictions d'usages (réduction de l'emploi de pesticides, réduction ou arrêt du déboisement...). Il peut s'agir aussi de s'abstenir d'entreprendre des activités susceptibles d'être menées dans un futur proche, car potentiellement profitables, ce qui conduit à s'attaquer au difficile problème de l'additionnalité, déjà évoqué dans le cadre des MDP et de la REDD, mais dont on se soucie moins dans le cas des PSE comme on le verra ;
5. Les PSE rémunèrent des services rendus par des agents à d'autres agents, à travers des changements de pratique ou des restrictions d'usage, mais ces paiements ne se font pas sur la base d'une évaluation monétaire de la valeur des actifs naturels, mais sur la base d'une négociation afin qu'ils puissent couvrir au minimum le coût d'opportunité lié à ces changements de pratiques ou restrictions d'usage ;

6. Les PSE rémunèrent une contribution active à la formation d'un bien collectif (le service environnemental), ce qui veut dire que le service rendu doit être additionnel et mesuré au regard d'un "scénario contrefactuel" (quelle serait la situation sans les paiements ?) ou "scénario de référence".

Dans la pratique, les PSE constituent un ensemble assez flou dans lequel on peut ranger des choses assez différentes, avec des principes de rémunération très divers, comme payer un paysan pour qu'il plante une haie, subventionner des agriculteurs marginaux dans les Cévennes pour entretenir les paysages à châtaigneraie, ou payer une communauté rurale pour arrêter l'agriculture sur brûlis sur la base du coût d'opportunité collectif, ce qui ne pose pas les mêmes problèmes théoriques et pratiques.

Par ailleurs, les PSE ne sont pas nouveaux. Les expériences de PSE se sont multipliées depuis la fin des années 1980 même si la plupart demeurent des dispositifs extrêmement localisés. En France, le groupe Nestlé a expérimenté la démarche dès la fin des années 1980 pour préserver la source de son eau minérale Vittel des pollutions agrochimiques liées aux pratiques agricoles dans la zone de captage. Le principe était de compenser le coût d'opportunité des agriculteurs correspondant au renoncement aux pratiques susceptibles de polluer la source (plus une somme supplémentaire négociée) plutôt que de conditionner ces paiements au changement des taux de nitrate dans la nappe phréatique, la contribution de chaque exploitation à la pollution est impossible à établir (Perrot-Maitre, 2006).

Depuis, les PSE se sont multipliés et diversifiés au point qu'ils pourraient désormais jouer un rôle important dans la réduction des émissions issues de la déforestation et de la dégradation des forêts tropicales, en facilitant l'adoption par des pays du Sud riches en forêts (dont le Brésil et l'Indonésie) d'engagements de réductions d'émission de GES. Alors que les dispositifs de PSE étaient restés jusqu'à présent circonscrits à des contextes particuliers, là notamment où les droits de propriété sont bien définis, et concernent principalement des terres peu productives (c'est-à-dire là où les coûts d'opportunité sont abordables), le débat sur la "déforestation évitée" pourrait de fait induire un changement d'échelle de la mise en œuvre des PSE mais aussi une amélioration de leur efficacité en termes de préservation biologique (Karsenty et al., 2010).

Pour ces auteurs, le mécanisme REDD peut être vu comme une opportunité pour rendre les PSE dédiés à la préservation biologique plus efficaces. En effet, les PSE existants rémunèrent

plus souvent le coût d'opportunité de l'abandon de certaines activités que la valeur du service fourni, laquelle est difficile à calculer quand il s'agit de biodiversité. La REDD, en dépassant la logique de la compensation du coût d'opportunité, pourrait permettre aux PSE de devenir des outils de conservation plus efficaces et d'être mis au service du développement.

Cette articulation entre systèmes de PSE et le mécanisme REDD en construction est du reste déjà une réalité institutionnelle dans un pays comme le Costa Rica : l'Office costaricain pour la mise en œuvre conjointe de la REDD et de PSE permet de négocier la vente de crédits carbone qui aidera à financer le programme national de PSE. Au Brésil, le Fonds Amazonas annoncé par le gouvernement, et auquel la Norvège s'est engagée à verser 1 milliard de dollars d'ici à 2015 (en plus des contributions annoncées de l'État Fédéral brésilien), devrait apporter les financements qui manquent au développement des programmes de paiements compensatoires expérimentés en Amazonas et au Mato Grosso pour les agriculteurs qui réduiraient leur déforestation.

On voit donc se dessiner derrière l'appellation PSE, tout un ensemble très divers qui va du paiement à des individus à des mécanismes de compensation à l'échelle de pays, comme par exemple le Costa Rica et le Mexique.

Mais derrière cette diversité se cache aussi toute une grande diversité de pratiques. A la limite, les Mécanismes de Développement Propre pourraient être rangés dans la catégorie des PSE, bien que les MDP soient fortement institutionnalisés, encadrés, tandis que les PSE sont des incitations directes flexibles. La REDD pourrait être aussi vu comme un PSE international, selon l'architecture qui sera choisie (fonds ou marché), même si la REDD doit englober des politiques ainsi que des mesures et de l'action intersectorielle, ce que ne comprennent pas les PSE et que, dans les principes de la REDD, on se soucie généralement plus de l'additionnalité que dans le PSE.

Cette question de l'additionnalité est pourtant aussi cruciale dans les PSE qu'elle l'est dans les marchés du carbone et la REDD : normalement, les "payeurs" (ou les acheteurs) du service environnemental ne continueront à l'être que s'ils obtiennent des assurances que leurs paiements servent bien à changer le cours des choses et ne se traduisent pas par de simples "effets d'aubaine" pour les récipiendaires. Mais d'une part, le caractère du scénario de référence est souvent invérifiable et l'évaluation de l'efficacité des paiements pas toujours

appropriée. D'autre part, dans de nombreuses médiations entre les bénéficiaires et les fournisseurs du service environnemental dans le cas de services globaux, comme la réduction des émissions de GES ou le maintien de la biodiversité, il peut être de l'intérêt des deux parties de ne pas vérifier l'additionnalité des PSE. Par exemple, quand le "payeur" n'est pas le bénéficiaire direct de ce service global, mais une entreprise qui a pour objectif de remplir ses engagements en matière de responsabilité sociale et environnementale ou bien une organisation dont la performance de ses agents se mesure aux montants qu'ils sont capables de décaisser, ce "payeur" n'est pas toujours incité à vérifier cette condition d'additionnalité, l'essentiel étant qu'il dépense de l'argent (et que cela se sache). De son côté, une organisation de conservation dont le montant du budget d'opération est lié aux paiements effectués par un bailleur public ou privé, a un intérêt matériel à mettre en œuvre un projet de PSE "carbone" ou "biodiversité" même si la zone choisie n'est pas menacée de déboisement.

Dans le cas de PSE financés par les marchés du carbone (marchés volontaires ou possible marchés liés à REDD), le PSE peut engendrer une rente dans les situations où le prix d'achat de la tonne de CO₂ calculée suivant le marché de l'offre et de la demande est supérieur au coût de production de cette tonne de CO₂ par déforestation évitée. Dans un monde idéal, cette rente reviendrait aux populations locales qui ont changé leurs pratiques. Dans la réalité, elle est généralement capturée par les courtiers du marché carbone ou par les promoteurs de projets PSE qui se rémunèrent ainsi.

Cela peut ainsi amener ces derniers à rechercher les coûts d'opportunité les plus faibles (par exemple aller vers des agents pauvres ou qui n'avaient pas forcément l'intention de déboiser) afin de maximiser le différentiel entre le coût d'opportunité et le prix de la tonne de CO₂ sur le marché. La recherche de rentes dirige donc malheureusement bon nombre d'investissements vers des projets PSE faiblement additionnels et non vers des régions où l'impact en termes de séquestration de carbone et de biodiversité serait le plus fort, comme dans les fronts amazoniens où on plante du soja ou en Indonésie où on plante du palmier à huile avec une bonne rentabilité.

Sur le papier, l'idée du PSE est donc séduisante, mais en pratique, les obstacles à sa mise en œuvre ne manquent pas. D'une part, la valorisation des services environnementaux est rendue difficile par les incertitudes scientifiques tout autant que les limitations

méthodologiques (quantification du service reçu ou des coûts d'opportunité, identification claire des bénéficiaires, etc...), d'autre part la négociation des arrangements contractuels (droit de propriété, la mise en place des mécanismes de surveillance, contrôle et sanctions) s'avère extrêmement complexe dès lors que l'on passe à une phase de mise en œuvre.

3.4.4. Les effets pervers de la marchandisation de la Nature

3.4.4.1. Une remise en question de la volonté d'intégration harmonisée entre conservation et développement

Un des arguments des défenseurs de la marchandisation de la nature est que les marchés de la biodiversité, du carbone et d'approvisionnement en eau de qualité peuvent permettre de combiner les objectifs de conservation et ceux du développement durable. En générant des profits et en transférant des revenus à des pays et à des communautés pauvres, les marchés des services environnementaux sont supposés atteindre trois objectifs simultanément, pour le bénéfice conjoint de la Nature, des investisseurs privés et des pauvres : réaliser des bénéfices sur la conservation de nature à l'échelle globale grâce à un recours aux marchés supposés être plus efficaces que la régulation par les États et les traités internationaux (Pagiola et al., 2005) ; encourager une croissance économique plus écologique ; et améliorer les conditions de vie dans les pays du Sud.

Dans la pratique cependant, outre la question de la détermination de la valeur des services environnementaux, on peut se demander quels lieux et quelles populations doivent être éligibles en priorité pour les paiements pour services environnementaux ? Est-ce que ces PSE ambitionnent réellement de réduire la pauvreté ou même de redistribuer les revenus issus des ressources pour appuyer le développement rural ou est-ce juste une distraction par rapport au but premier, à l'échelle globale des PSE, qui est la conservation ? Est-ce que les marchés des services environnementaux peuvent servir le développement durable ou sont-ils plutôt enclins à déposséder les petits paysans et à affaiblir le pouvoir des communautés locales ?

La critique la plus radicale qui puisse être apportée à tous ces mécanismes qui visent à conserver la nature en attribuant à certaines de ces composantes un prix est qu'ils

constituent des incitations *directes* (à la conservation d'un actif environnemental ou à la réduction d'une externalité négative), là où les projets intégrés de conservation et développement ne constituent, en général, que des incitations *indirectes* : on attend, par exemple, des activités économiques intensives en main d'œuvre qu'elles « détournent » les habitants d'activités jugées destructives pour l'environnement (Rice et al., 2001). Quand les communautés locales ont le choix entre les deux types d'incitation, il est à craindre qu'elles délaissent les incitations indirectes au profit des directes, même s'il ne s'agit là que d'un calcul de court terme.

Une autre critique est que l'on peut légitimement avoir de sérieux doutes sur le fait que tout processus de mise en marché des services environnementaux n' imagine pas et ne légitime pas des ordres sociaux particuliers au détriment d'autres parfois plus équitables (McCarthy et al., 2004).

Une étude réalisée par Kathleen McAfee et Elizabeth Shapiro sur les paiements pour services environnementaux au Mexique, montre en particulier qu'entre la théorie "triple gagnante" (conservation, croissance économique verte et lutte contre la pauvreté), et sa transcription sur le terrain, il y a une grande disparité de positionnements qui vont de la stricte application du raisonnement néolibéral par le marché de l'environnement à un rejet complet de la propriété privée et de l'évaluation monétaire de la Nature (McAfee et al., 2010). En fonction de ce positionnement, des tensions s'exercent au sein des projets entre les partisans de l'efficacité du marché, ceux qui souhaiteraient mettre une priorité sur la conservation ou ceux dont la priorité est la lutte contre la pauvreté, tensions qui tournent souvent à l'avantage de l'un ou l'autre des parties.

Le rôle de l'État peut alors s'avérer essentiel dans la gestion et l'arbitrage de ces tensions. L'État et ses ministères et agences en charge de la gestion des forêts et de l'environnement sont nécessairement influencés par le néolibéralisme, ne serait-ce que du fait de la perspective néolibérale quasi-générale des bailleurs qui en financent les projets, mais ils sont également jaloux de la souveraineté nationale sur la gestion des ressources et leurs propres agendas et contraintes.

J'ai pu moi-même analysé l'importance de la résistance de l'État Malien et de son ministère de la conservation et de l'environnement aux réformes forestières néolibérales impulsées par la Banque Mondiale. Le combat silencieux entre les institutions internationales et l'État

Malien a finalement davantage abouti à un accroissement de la permissivité des agents de l'État que le projet Banque Mondiale avait voulu mettre de côté, par défiance, et donc de la corruption, qu'à un renforcement des normes de gestion durable et à une atténuation de la vulnérabilité des pauvres ruraux, qui retombent sous la coupe des marchands de la ville.

3.4.4.2. Une remise en question de la gouvernance décentralisée des ressources naturelles

La comptabilité carbone, et notamment la mise en œuvre du mécanisme REDD, pourrait nécessiter d'octroyer de nouvelles responsabilités aux gestionnaires forestiers de niveau national, si l'architecture adoptée passe par l'État et non par des projets. Incidemment, cela conduirait à procéder à une "recentralisation" de la gestion des forêts susceptible de mettre à mal tous les efforts de ces 25 dernières années qui visaient à accroître les droits et les responsabilités des acteurs locaux grâce à la décentralisation de la gestion forestière (Phelps et al., 2010).

Même si les processus de décentralisation varient fortement d'un pays à l'autre, notamment en région soudano-sahélienne, où les États centraux renâclent à transférer le foncier et les compétences en matière de gestion des ressources naturelles aux collectivités décentralisées, ces réformes permettent toutefois aux acteurs locaux de renégocier et de redéfinir les questions d'appropriation, de droits d'accès et d'usage ainsi que de gestion des espaces en végétation naturelle (Colfer et al., 2005). Certaines réformes décentralisatrices ont permis aux acteurs locaux d'accroître leurs bénéfices et leurs droits sur les forêts (Agrawal et al., 2008a ; Agrawal et al., 2008b) ; de réduire les coûts liés à la conservation de la nature ; de fournir des opportunités pour la préservation de la biodiversité (Chazdon, 2008). Une étude récente sur 80 forêts réparties dans 9 pays montre de plus qu'une gestion des forêts par des règles locales autonomes a une relation forte et positive, bien que complexe, avec la probabilité de régénération de la forêt et donc va souvent de pair avec une séquestration du carbone plus importante ainsi que des meilleures conditions de vie (Chhatre et al., 2008).

Face à toutes ces preuves de l'intérêt du processus de décentralisation pour la gestion des ressources naturelles, les gouvernements centraux opposent une résistance au nom de leur

capacité à protéger les forêts et à améliorer leur régénération au bénéfice de toute la nation, même si cela nécessite des coûts d'application de lois élevés, des mises sous cloches d'espaces et qu'il peut en résulter des ressentiments parmi les usagers exclus de ces espaces qui sont susceptibles de saper les objectifs de conservation (Peluso et al., 2001a). Quand se présentent des perspectives de fort gains, il arrive même parfois que les gouvernements centraux cherchent à dévoyer certains principes de la politique forestière décentralisatrice et de chercher à conserver un pouvoir central (Ribot et al., 2006). C'est par exemple le cas au Ghana où la fragmentation institutionnelle et l'absence d'une décentralisation fiscale effective crée un contexte favorable pour que les espaces en végétation naturelle deviennent une rente monétaire et politique pour les agents de l'État (Wardell et al., 2006), ce que j'ai pu moi-même observer au Mali -à défaut de l'avoir démontré, les données sur la fiscalité étant très difficiles à obtenir.

Avec le processus actuel de marchandisation de la Nature, et notamment le mécanisme REDD+ et ses millions de dollars potentiellement à la clé, les gouvernements centraux peuvent justifier d'une recentralisation en se considérant comme plus capables et plus dignes de confiance que les communautés locales pour protéger des intérêts nationaux. La mise en œuvre du mécanisme REDD+ requiert notamment des plans d'aménagement forestiers à but de séquestration de carbone, mais plus largement des plans d'occupation des sols nationaux et régionaux, des données fiables pour le scénario de référence, des capacités importantes d'évaluation des émissions de GES à l'échelle nationale mais aussi de négociations pour aboutir à des accords entre acheteurs mondiaux et vendeurs locaux de crédits-carbone. Il s'agit là de tout un ensemble d'attributs qui imposeraient des coûts prohibitifs à des initiatives de taille réduite (Cacho et al., 2005), mais qui peut être envisageable pour un système centralisé pouvant faire des économies d'échelle et de la coordination à moindre coût.

Cette recentralisation serait bien entendu très mal vécue par les populations qui ont commencé à reconquérir leurs territoires coutumiers et à leur redonner du sens, jusqu'à ébaucher des processus de re-territorialisation, mais pourraient se voir à nouveau exclues d'espaces dédiés à la séquestration du carbone et bénéficiant d'une rente nationale. Cela étant, le débat sur l'échelle géographique d'application de la REDD est loin d'être clos et l'architecture n'est pas encore décidée, si tant est qu'il n'y en ait qu'une, la probabilité étant

forte que l'on aille vers des architectures multiples.

Si les États poussent à une recentralisation pour gérer eux-mêmes, à l'échelle nationale, la manne potentiellement apportée par la REDD, avec des arguments qui sont recevables, un grand nombre de porteurs de projet, privés ou ONG, militent pour une architecture "projet", à une échelle plus locale et avec des coûts de transaction moins élevés. Ils pourraient trouver dans les populations locales des alliés précieux, mais cette architecture projet est fortement contestée pour les problèmes de déplacement des processus de déforestation qu'elle peut engendrer dans des espaces voisins du territoire de projet.

3.4.4.3. Une remise en question du droit étatique et de son application

La marchandisation de la Nature *via* des mécanismes de type PSE, REDD ou MDP conduit à nécessairement à définir une étendue qui va être concernée par ce commerce environnemental entre des acteurs internationaux et des acteurs locaux du Sud, les premiers cités payant les deuxièmes pour préserver les ressources. Cela pose un problème juridique de fond que soulève Philippe Karpe, juriste au CIRAD, dans son HDR (Karpe, 2010) : selon le processus actuel, l'instrument de politique publique est construit en fonction d'un objectif de conservation et de développement ; il s'applique à une étendue donnée choisie en fonction de considérations environnementales et sociales ; et ce n'est généralement qu'une fois que l'architecture est décidée et que l'instrument est appliqué sur cet espace donné que l'on s'inquiète des outils juridiques permettant d'asseoir les nouvelles règles de gestion et d'exploitation devant limiter l'impact des activités humaines sur l'environnement. Le droit n'est, selon lui, pris que comme un instrument de simple ingénierie, ce qu'il n'est pas.

Or, dans leur grande majorité, les projets de marchandisation de la nature ne s'appliquent pas à des entités territoriales existantes (à l'exception des États-nations dans le cas du PSE nationaux tels qu'au Mexique ou au Costa-Rica et éventuellement de la REDD qui peut avoir des approches de niveau national ou régional, même si, on l'a vu, des groupes de pression poussent pour une entrée "projet"). La plupart des grandes ONG environnementales opèrent dans un monde d'espaces fragmentés, sur fond d'enclaves environnementales et de sécurité privatisée, détériorant ainsi l'autorité de l'Etat (Ferguson, 2006). Il y a également

une grande défiance des bailleurs vis-à-vis de l'État-Nation et de son système judiciaire jugé partial et inefficace.

Pourtant, même si l'intégrité du territoire de l'État-Nation est partout contestée par la fabrication de nouveaux territoires, ce territoire tient bon et fait preuve d'une certaine résilience (Giraut et al., 2005). Et s'il s'avère bien souvent nécessaire de clarifier ou plutôt de stabiliser le régime foncier pour assurer le succès durable de ces mécanismes de financement pour la conservation ou la gestion durable de l'environnement (Streck, 2010), les juristes doivent lutter contre une forme d'ignorance du droit positif, de sa nature, ses caractères et sa valeur.

Les mécanismes d'atténuation des changements environnementaux globaux n'attendent de fait pas que les États mettent enfin en œuvre les réformes foncières qui viseraient à renforcer les droits des populations rurales et à les sécuriser pour être lancés. Même si on peut être très critique à l'égard des juridictions qui régissent les droits d'accès et d'usage des ressources par les populations et même si on est en droit de s'inquiéter de l'usage du droit par les États dit "fragiles", on ne peut pourtant prétendre appliquer de nouveaux mécanismes sans aucune considération pour les registres de droits existants et en décrétant l'impossibilité absolue de faire du droit utile dans ces contextes où plusieurs registres de droit co-existent. La mise en œuvre de ces mécanismes pose donc la question de leur insertion dans le droit positif.

Et plutôt de que créer de nouveaux territoires de gouvernance en lien avec ces mécanismes, il conviendrait peut-être de renverser la stratégie de mise en œuvre, d'étudier d'abord les registres de droits du pays et de la petite région où ces mécanismes s'appliqueront, puis de choisir parmi les territoires existants ceux qui sont les plus adaptés à la mise en œuvre de ces mécanismes, sachant que les territoires d'État peuvent être des cadres d'action pertinents et que, si de nouveaux territoires sont créés, il faut démontrer en quoi ils peuvent être utiles à la reconstruction de l'Etat et en quoi ils n'engendrent pas des territorialités inattendues aux effets négatifs.

J'ambitionne de tester, avec Philippe Karpe, ce renversement de posture visant à considérer les droits, modes de gouvernances et territoires existants pour donner un cadre local solide à l'application de ces mécanismes plutôt que de créer de nouveaux territoires de projet et de chercher ensuite à modifier la loi pour leur donner du sens.

3.4.4.4. Des avancées discutables en termes d'écologie et de conservation de la Nature

La marchandisation de la Nature *via* des instruments conduit à créer une Nature qui perd sa substance écologique. Les manœuvres discursives et pratiques nécessaires pour aboutir à une marchandisation des services environnementaux nécessitent de décontextualiser écologiquement la Nature de sorte à pouvoir créer des unités de valeur standardisées et fongibles, conduisant également à ce que la Nature, découpée en fonctions environnementales, se désocialise.

La perspective néolibérale qui prévaut dans la conceptualisation et la mise en œuvre des paiements pour services environnementaux dépend ainsi fortement d'une séparation conceptuelle initiale entre la nature et la société. Une fois cette séparation conceptuelle opérée, la nature et la société sont ensuite reconnectées en recomposant une "nature" dans laquelle l'écologie fait partie intégrante de l'économie.

Dans la pratique, cette décontextualisation de la Nature s'avère presque impossible, les concepteurs et promoteurs des marchés potentiels des services environnementaux devant associer d'une part les institutions, avec leurs règles de gouvernance, et d'autre part les communautés des territoires où les services ciblés pour être vendus sont produits. Elle reste cependant très présente entre les lignes du discours sur la marchandisation de la Nature.

3.4.5. La savane peu touchée par la marchandisation de la Nature : une opportunité manquée ou une chance ?

Pour ce qui concerne les régions de savanes, et particulièrement la région soudano-sahélienne d'Afrique de l'Ouest qui est à l'heure actuelle le terrain que j'ai le plus parcouru, la communauté internationale qui s'intéresse aux questions environnementales n'y accorde encore que peu d'intérêt, et ce, bien qu'elles représentent 25% des terres immergées et des espaces qui sont sujets à de fortes dégradations comme les Cerrados au Brésil (Aubertin, 1990 ; Klink et al., 2005).

Il n'existe encore pas de projet REED en savane, que ce soit dans la bande soudano-sahélienne, dans les Miombos d'Afrique Australe ou dans les Cerrados au Brésil. Sur les 79 projets REDD en cours dans le monde, 22 sont localisés en Afrique, dont 11 en Afrique de

l'Est, 8 en Afrique Centrale et 3 en Afrique de l'Ouest (Cerbu et al., 2011), mais ils ne concernent que des pays côtiers forestiers et qui plus est anglophones : le Ghana, le Libéria et le Nigéria. Il y a très peu de projets MDP forestiers en zone semi-aride, à l'exception de l'Inde. Les deux seuls projets MDP forestiers en Afrique concernent, on l'a dit, l'Ethiopie et l'Ouganda, mais pas la région soudano-sahélienne.

Pour ce qui concerne cette région proprement dite, le *BioCarbon Fund* lié à la Banque mondiale finance deux projets concernant des plantations d'*Acacia senegalensis* sur des terres dégradées : l'un au Niger portant sur un effort de plantation de 17.000 hectares allant de 2006 à 2011 et devant permettre une séquestration du carbone de 0,24 Mégatonnes de CO₂e en 2012 et de 0,82 Mt de CO₂e en 2017 ; l'autre au Mali, dans la région de Nara, portant sur un effort de plantation de 6.000 hectares d'*Acacia* allant de 2006 à 2011 et devant permettre une séquestration du carbone de 300.000 tonnes de CO₂e en 2017 et de 800.000 tonnes de CO₂e en 2035. En dehors de ces deux projets, on peut noter également le Programme d'Investissement Forestier lancé, à titre pilote, en 2010 par la Banque Mondiale au Burkina Faso. Mais on voit bien par cet inventaire des projets que les investissements en régions de savanes, en particulier soudano-sahéliennes, sont bien maigres.

Les savanes sont de fait partiellement handicapées par rapport aux forêts denses, dans les efforts de protection, par tout un ensemble de raisons dont certaines sont objectives et d'autres plus subjectives. Dans l'imaginaire des gens, les savanes sont souvent perçues comme des écosystèmes dégradés –ce qu'on sait qu'elles ne sont pas depuis les travaux d'Aubreville- à l'inverse de la forêt dense qui est vue comme une nature quasi virginale –ce qu'on sait qu'elles ne sont pas non plus- sur lesquels la plupart des efforts doivent être portés pour sauver la planète des changements environnementaux qui en menacent les grands équilibres.

Même si cette vision est étroite et peu scientifique puisque la sauvegarde des savanes présente elle aussi de grands enjeux environnementaux et sociaux pour l'humanité, elle est bien ancrée dans les débats des communautés épistémiques environnementales. J'en donne pour preuve les réactions à une présentation que j'ai donnée au Ministère des Affaires Etrangères en 2008 sur les enjeux des forêts sèches au "Groupe Forêts Tropicales", composé de membres des administrations et bailleurs de fonds français en charge des forêts tropicales, de la société civile (ONG conservationnistes et industriels du bois) et de

chercheurs. Alors que la présentation avait été semble-t-il bien accueillie, les débats ont été écourtés pour s'intéresser à des enjeux beaucoup plus importants –aux dires de la majorité des participants de tous bords- qui étaient ceux concernant les forêts denses.

D'un strict point de vue de la comptabilité carbone, il est vrai que les forêts tropicales possèdent une biomasse et un niveau de carbone bien supérieur à celui des savanes, ainsi que nous le démontre le tableau ci-joint où j'ai choisi des pays d'Afrique relativement homogènes d'un point de vue écologique, ce qui m'a amené à ne pas prendre en compte des pays comme la Côte d'Ivoire ou le Cameroun qui possèdent de forts gradients écologiques du Sud au Nord du pays. Les pays sont classés dans le tableau ci-après selon un gradient allant des pays équatoriens couverts de forêts denses (RDC et Gabon) à des pays qui possèdent une grande partie de leurs réserves forestières dans le domaine soudano-guinéen (le Sénégal et le Burkina), puis des pays qui possèdent celles-ci dans le domaine soudano-sahélien (le Mali et le Tchad), et enfin un pays qui possède celles-ci dans le domaine sahélien (le Niger).

	Biomasse en tonnes / ha	Carbone en tonnes / ha
RDC	347	173
Gabon	335	167
Burkina	88	44
Sénégal	85,4	43
Tchad	39,5	20
Mali	38,5	19
Niger	19,7	9

Tableau 1 : Comparaison des niveaux de biomasse et de carbone entre les pays forestiers et savaniques d'Afrique centrale et de l'Ouest, Source : (FAO, 2007)

Outre cette concentration plus importante de carbone qui leur est favorable, les forêts tropicales denses humides bénéficient aussi du fait que, dans leur cas, les deux objectifs carbone et biodiversité convergent et que l'argent de la séquestration du carbone permet de bénéficier à la préservation de la biodiversité. Même si les savanes présentent également des intérêts en termes de biodiversité et qu'il est d'autant plus important de les préserver

que les pressions anthropiques qu'elles subissent érodent cette biodiversité, le fait qu'elles contiennent beaucoup moins de carbone que les forêts tropicales ne leur permettent pas de bénéficier des mêmes efforts ou transferts financiers.

Des avancées scientifiques récentes pourraient permettre de porter davantage l'attention des bailleurs de fonds et des ONG conservationnistes sur les savanes. D'une part, on l'a vu, la capacité des forêts tropicales humides à séquestrer du carbone -qui est estimée à environ 0,7 tonnes/ha- est actuellement discutée, en particulier parce qu'elle est fortement sujette à la variabilité climatique. Cela relativise l'urgence qu'il y a à protéger les forêts denses au profit des autres écosystèmes moins spectaculaires et moins symboliquement chargés. D'autre part, des recherches récentes mettent en évidence le potentiel relativement important de séquestration de carbone dans les sols des savanes qui, s'il est évidemment moindre que dans les sols forestiers (2 à 5 tonnes/ha pour les forêts denses contre 0,2 à 0,5 tonnes/ha pour les savanes), est intéressant à préserver voire à augmenter en changeant les pratiques culturales en vigueur (Hien et al., 2003).

Enfin, si les biophysiciens ont encore peu de données sur les liens entre le climat et la végétation savanicole ainsi que sur les effets des feux de brousse sur les gaz à effet de serre, quelques travaux commencent à sortir qui montrent d'une part que la savane peut se reboiser dans certains écosystèmes quand les pluies deviennent plus abondantes (Hiernaux et al., 2009a ; Hiernaux et al., 2009b) et donc que son potentiel de séquestration du carbone augmente ; et d'autre part que les feux de brousse n'ont pas les mêmes effets aujourd'hui qu'il y a 30 ans parce que les pratiques des acteurs, notamment des éleveurs, ont changé et que, là encore, la quantité de CO₂ et de NO₃ varie en fonction du type de végétation.

Malgré toutes ces avancées scientifiques récentes, les savanes ne sont pas encore véritablement perçues comme des écosystèmes d'intérêts mondiaux, à préserver en favorisant les pratiques de gestion durable tout en veillant à ne pas marginaliser davantage les groupes sociaux qui, ne se sentant pas légitimes dans l'exploitation de ces ressources, ont encore des pratiques peu respectueuses leur environnement. L'intérêt international qui se porte sur les terres de savanes concerne pour l'instant surtout la recherche de nouvelles terres de culture, considérant à tort que ces espaces sont faiblement peuplés, peu utilisés et de faible enjeu environnemental (donc moins surveillés par les ONG environnementalistes).

Ces terres de savane sont ainsi en proie ces dernières années à des entreprises ou des

gouvernements qui souhaitent investir dans les agrocarburants, qui dans les cultures vivrières d'exportation, utilisant parfois les mécanismes du marché volontaire du carbone pour faire financer leurs investissements, en les faisant passer soit pour une atténuation de la déforestation pour le bois énergie quand il s'agit d'agrocarburants, soit pour un projet permettant de séquestrer davantage de carbone que la terre prétendument dégradée sur laquelle ils ont réalisés une plantation de ligneux.

Malgré les preuves scientifiques qui s'accumulent de l'intérêt environnemental global qu'il y a à s'intéresser à la protection des savanes et au développement des populations qui en vivent, on est actuellement dans une situation périlleuse où les communautés épistémiques les plus puissantes n'y prêtent toujours guère attention, mais où des businessmen du carbone y ont déjà perçu le profit qu'ils peuvent en tirer du fait des faibles coûts d'opportunités que ces espaces présentent, pouvant générer par leurs activités sur des territoires de conservation et de développement de nouvelles règles d'accès excluant les populations dont les conditions d'existence dépendent de ces espaces dits "marginaux".

4. Bilan provisoire et perspectives

Au terme de cet essai qui m'a conduit vers des contrées jusques là méconnues, j'ai tracé un chemin qui m'ouvre de nouvelles voies de recherche, à la croisée de la géographie tropicale française et de la *Political Ecology*. Ce n'est pas à un hasard si mon cheminement de chercheur au service du développement m'a conduit à approfondir ma connaissance de la *Political Ecology*. Il y a dans l'ouverture vers cette perspective scientifique, à la fois une rupture avec les questionnements qui m'habitaient précédemment, mais également un prolongement naturel. Simplement, en découvrant ce corpus théorique et méthodologique à l'occasion d'une pause "française" dans mon exercice de chercheur de terrain sous les tropiques, cette littérature a retenti en moi de sorte que j'ai éprouvé le besoin de mieux la découvrir et de la faire connaître autour de moi, d'en débattre avec des collègues qui partageaient le même engouement que moi, au premier rang desquels je voudrais citer Monica Castro et Gabrielle Bouleau. J'ai aussi ressenti la nécessité de tisser des liens scientifiques et humains forts avec des éminences grises de ce courant de pensée : Tom Bassett, Nancy Peluso, Paul Robbins et Tor Benjaminsen pour le premier cercle, mais auxquels se sont rapidement rajoutés des *Political Ecologists* travaillant en Afrique de l'Ouest soudano-sahélienne tels que Mat Turner, Leslie Gray, Bill Moseley ou encore Paul Larris, ainsi que des chercheurs ne se revendiquant pas de ce courant mais flirtant avec comme Jesse Ribot, Arun Agrawal ou Ashwini Chhatre, tous travaillant dans l'interface entre Nature et Société et en particulier sur les liens entre la globalisation environnementale et les règles d'accès et d'usage des ressources.

Ce cheminement m'a permis de revenir vers des géographes tropicalistes de l'interface Nature-Société tels que Chantal Blanc-Pamard ou Jean Boutrais, qui étaient à l'origine de mon parcours de géographe, dont les travaux m'inspiraient au début des années 1990, et dont je revisite aujourd'hui avec grand intérêt les recherches qu'ils ont entreprises à l'EHESS avec Tom Bassett sur les spatialités et les processus de territorialisation, à la suite des travaux sur les terroirs de Sautter et de Pélissier. Ce n'est donc pas une boucle qui se ferme, le retour d'un géographe tropicaliste prodigue qui reviendrait à son terroir d'origine, après un détour dans l'univers de la géomatique et de la modélisation d'accompagnement. Il s'agit plutôt d'un cheminement en spirale : des ressources ligneuses aux pratiques de gestion, de

ces pratiques à leurs empreintes spatiales, de ces empreintes aux motifs d'organisation de mise en valeur de l'espace et aux paysages, des organisations aux dynamiques spatiales, de ces dynamiques aux processus de territorialisation, avec leur déterminants environnementaux et sociaux de différents niveaux ; cheminement permettant au passage un enrichissement conceptuel, méthodologique et instrumental au contact de communautés de géographes quantitativistes et notamment du GIP RECLUS et de l'équipe PARIS du CNRS ; mais cheminement permettant aussi une intégration progressive dans mes travaux de niveaux géographiques toujours plus englobants.

Depuis le début des années 1990, les déterminants naturels et sociaux des processus de territorialisation ont en effet bien changé, avec la prise de conscience des changements environnementaux globaux, l'émergence de communautés épistémiques chargées de réfléchir à des mécanismes mondiaux de régulation des activités anthropiques dommageables pour l'environnement, mais aussi la montée en puissance de communautés environnementalistes et développementalistes de niveau mondial. L'ensemble de ces communautés participent à la construction de discours environnementaux et des mécanismes de régulation dont certains deviennent dominants et s'appliquent à l'échelle locale sous la forme de territoires de conservation et de développement, le plus souvent sans grande considération pour les territorialités locales et les espaces d'activités pré-existants.

C'est à ces territoires de conservation et de développement que s'intéressent désormais mes recherches, selon les quatre axes que j'ai développés dans ce volume original : (1) leurs impacts sur les conditions d'existence des populations qui dépendent pour tout ou partie de l'exploitation des ressources de ces territoires ; (2) les spatialités inattendues générées par l'imposition de ces territoires dans des espaces déjà territorialisés sous plusieurs formes ; (3) les décalages entre ces territoires et les processus écologiques d'une part et les espaces d'activités d'autre part ; (4) la contribution de ces territoires à la marchandisation de la Nature et à son tronçonnage en morceaux mis en marché.

Ces perspectives de recherche sont dictées par la globalisation des enjeux environnementaux et des mécanismes qui tentent de les réguler. Le processus de globalisation environnemental est aujourd'hui tel qu'il est devient nécessaire de s'intéresser aux origines des processus de territorialisation à l'œuvre sur le terrain, à la manière dont

ceux-ci s'inscrivent dans l'espace, s'ajustent aux territorialités existantes et jouent sur les droits d'accès et d'usage des ressources des populations rurales et périurbaines et, par conséquent, sur leurs conditions d'existence.

Cela nécessite de s'intéresser aux pouvoirs et aux discours qui sont derrière ces processus de territorialisation, et de fait à politiser la recherche sur ces thématiques, ce que je n'avais que de manière insatisfaisante jusqu'à présent. Cette politisation, qui passe elle-même par une analyse des discours environnementaux dominants, requiert de s'intéresser de près aux processus écologiques à l'œuvre, que je n'étudiais essentiellement plus qu'à travers de l'analyse des pratiques d'acteurs. En résumé, depuis le début des années 90, la globalisation des enjeux environnementaux et les processus de territorialisation qu'elle induit au niveau local m'obligent dans ce cheminement en spirale à revenir vers l'écologie et à mieux intégrer les dimensions politiques et discursives qui influent sur la gestion des ressources et les processus de territorialisation, ce que me permet le cadre conceptuel de la *Political Ecology*.

De fait, cela m'invite à travailler simultanément à au moins trois niveaux d'échelle articulés par les processus de globalisation environnementale :

- l'échelle mondiale où les communautés épistémiques, les grands organismes internationaux et les ONG conservationnistes conçoivent des instruments politiques et économiques, et des discours pour tenter de promouvoir des modes de gestion des ressources aux échelles nationales ou locales, *via* une logique de projets le plus souvent ;
- l'échelle nationale où les administrations centrales reçoivent un budget (dont une partie en aides extérieures) pour appliquer ces instruments politiques et économiques. Les administrations s'approprient ces concepts à leur manière, construisant elles aussi leurs propres discours autour des enjeux qui font l'objet de ces financements internationaux, décidant de la mise en œuvre de politiques censées résoudre les problématiques environnementales et sociales identifiées, avec des décisions très concrètes sur l'architecture institutionnelle de ces politiques, le modèle économique choisi, les acteurs-cibles et les territoires concernés ;
- enfin, à l'échelle locale, qui est celle des territoires villageois et/ou communaux, où, la mise en application de politiques internationales, nationales et décentralisées, les dynamiques économiques liées notamment à l'expansion urbaine et aux demandes

issues de la mondialisation, et enfin les dynamiques institutionnelles créées par les interactions entre ces sources de pouvoirs d'échelles différentes, vont jouer sur les complexes Humains-Environnement étudiés.

Les émanations territoriales de la globalisation environnementale s'inscrivent ainsi en Afrique, et en région soudano-sahélienne en particulier, dans des espaces où les ajustements institutionnels et les processus de territorialisation sont déjà très vivaces dans un triple contexte de : (1) décentralisation qui peine à s'accomplir entre la résistance des pouvoirs centraux et celle des pouvoirs coutumiers, (2) libéralisation des filières d'approvisionnement des villes de plus en plus demandeuses de produits alimentaires et énergétiques en lien avec l'accroissement du taux d'urbanisation, et (3) accaparement des terres rurales par des urbains pour leur récréation, pour des spéculations foncières ou/et pour des productions agricoles ou d'élevage en lien, là encore, avec l'urbanisation.

Il y a là, pour les dix prochaines années au moins, un champ de recherche particulièrement fécond sur les processus de territorialisation, liés aux phénomènes de mondialisation, de globalisation environnementale et d'urbanisation, que je compte investir, au moins dans un premier temps, à travers l'étude de terrains soudano-sahéliens, avant d'étendre mon champ d'investigation à d'autres régions du globe.

C'est dans cette perspective que j'ai aujourd'hui l'honneur de solliciter de l'Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne l'autorisation de soutenir une habilitation à diriger des recherches en géographie.

5. Références

- Adams, W. et Hutton, J. (2007). *People, Parks and Poverty: Political Ecology and Biodiversity Conservation*. 147-183 p.
- Adams, W. M. (2001). *Green development. Environment and sustainability in the Third World*. Routledge, New York. 255 p.
- Adams, W. M. et Mortimore, M. J. (1997). "Agricultural Intensification and Flexibility in the Nigerian Sahel." in *The Geographical Journal*, 163 (2): 150-160.
- Adger, W. N. (2000). "Social and Ecological Resilience: Are They Related?" in *Progress in Human Geography*, 24 (3): 347-364.
- Adger, W. N. (2006). "Vulnerability." in *Global Environmental Change*, 16 (3): 268-281.
- Adger, W. N., Benjaminsen, T. A., Brown, K. et Svarstad, H. (2001). "Advancing a political ecology of global environmental discourses." in *Development and Change*, 32 (4): 681-715.
- Adger, W. N., Kelly, P. M., Winkels, A., Huy, L. Q. et Locke, C. (2002). "Migration, Remittances, Livelihood Trajectories, and Social Resilience." in *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 31 (4): 358-366.
- Agrawal, A. (2005). *Environmentality: Technologies of Government and the Making of Subjects*. Duke university Press, Durham. 344 p.
- Agrawal, A. (2008). The role of local institutions in adaptation to climate change. Paper presented at the Social Dimensions of Climate Change Workshop, Social Development Department. World Bank, Washington D.C.
- Agrawal, A., Chhatre, A. et Hardin, R. (2008a). "Changing Governance of the World's Forests." in *Science*, 320 (1864): 1460-1462.
- Agrawal, A. et Gibson, C. (2001). *Communities and the environment: Ethnicity, gender, and the state in community-based conservation*. Rutgers University Press, New Brunswick. 205 p.
- Agrawal, A. et Gibson, C. C. (1999). "Enchantment and Disenchantment: The Role of Community in Natural Resource Conservation." in *World Development*, 27 (4): 629-649.
- Agrawal, A. et Ostrom, E. (2008b). Decentralization and Community-Based Forestry: Learning from Experience. Webb, E. L. et Shivakoti, G. (Eds). *Decentralization, Forests and Rural Communities: Policy Outcomes in South and Southeast Asia*. SAGE, New Delhi. pp. 44-67.

- Alary, V., Corniaux, C. et Gautier, D. (2011). "Livestock's Contribution to Poverty Alleviation: How to Measure It?" in *World Development*, In Press, Corrected Proof.
- Alfieri, C. (2005). Vivre et penser la nature chez les Bobo-Voré (Burkina Faso): une forme implicite de patrimonialisation ? Cormier-Salem, M.-C., Juhé-Beaulaton, D., Boutrais, J. et Roussel, B. (Eds). *Patrimones naturels au Sud. Territoires, identités et stratégies locales*. IRD Editions, Colloques et séminaires, Paris. pp. 335-360.
- Allen, T. F. H. et Starr, T. B. (1982). *Hierarchy: perspectives for ecological complexity*. University of Chicago Press, Chicago. 310 p.
- Althusser, L. (1965 [1996]). *Pour Marx*. La Découverte, coll. « La Découverte / Poche », Paris. 270 p.
- Althusser, L., Balibar, É., Establet, R., Macherey, P. et Rancière, J. (1965 [1996]). *Lire le Capital*. Presses universitaires de France, collection « Quadrige », Paris. 214 p.
- Amin, A. (2002). "Spatialities of globalisation." in *Environment and Planning A*, 34 (3): 385-399.
- Anderies, J. M., Janssen, M. A. et Ostrom, E. (2004). "A Framework to Analyze the Robustness of Social-ecological Systems from an Institutional Perspective." in *Ecology and Society*, 9 (1): 18-35.
- Anderson, D. et Grove, R. (1987). Introduction: The Scramble for Eden: Past, Present and Future in African Conservation. Anderson, D. et Grove, R. (Eds). *Conservation in Africa: People, Policies and Practice*. Cambridge University Press, Cambridge. pp. 1-12.
- Angelsen, A. (1997). "The poverty-environment thesis: was Brundtland wrong?" in *Forum for Development Studies* (1): 135-154.
- Angelsen, A. et Wunder, S. (2003). Exploring the forest--poverty link: key concepts, issues and research implications. Bogor, Indonesia, CIFOR: viii, 58p.
- Anjuère, M. et Boch, M. (2008). *Evaluation de la situation économique et financière des individus au sein des ménages ruraux selon leur rang au sein des groupes lignagers. Analyse des filières agricoles de la commune de Djiguiya de Koloni*. AgroParisTech, Paris.
- Ankogui-Mpoko, G.-F. (2002). *Sociétés rurales, territoires et gestion d'espaces en RCA. La difficile intégration de l'élevage et de l'agriculture au Nord-Est de Bambari*. Thèse de Doctorat de géographie. Université Michel de Montaigne, Bordeaux 3, Bordeaux. 394 p.
- Antheaume, B. et Giraut, F., Eds. (2005). *Le territoire est mort, Vive les territoires!* IRD Editions, Paris. 384 p.
- Atlan, H. (1986). *A tort et à raison. Intercritique de la Science et du Mythe*. Editions du Seuil, Paris. 448 p.

- Atta, K. et Zoungrana, P. T., Eds. (2010). *Logiques paysannes et espaces agraires en Afrique*. Karthala, Coll. Maîtrise de l'espace et développement, Paris. 384 p.
- Aubertin, C. (1990). "Mouvements de populations et changements économiques dans le Centre-Ouest brésilien." in *Cahiers des Sciences Humaines (ORSTOM)*, 26 (3): 327-342.
- Audet, C. (2009). *Le "paysage culturel" en concept patrimonial dans les Cévennes. D'une société arboricole à une forêt habitée dans la Vallée-Française et sur le massif de l'Aigoual*. Doctorat en Sciences de l'environnement. AgroParisTech, Ecole doctorale ABIES, Paris.
- Baechler, G. (1999). *Violence Through Environmental Discrimination: Causes, Rwanda arena, and Conflict Model*. Kluwer, Dordrecht. 319 p.
- Baker, R. (1983). "Protecting the environment against the poor: the historical roots of soil erosion orthodoxy in the Third World." in *The Ecologist*, 14: 53–60.
- Bakker, K. (2009). "Neoliberal nature, ecological fixes, and the pitfalls of comparative research." in *Environment and Planning A*, 41 (8): 1781–1787.
- Barrier, C. (1990). "Développement rural en Afrique de l'Ouest soudano-sahélienne. Premier bilan sur l'approche gestion de terroirs villageois." in *Cahiers de la Recherche Développement*, 25: 33-42.
- Bassett, T. J. (1986). "Fulani herd movements." in *Geographical Review*, 26 (3): 234–248.
- Bassett, T. J. (1988). "The Political Ecology of Peasant-Herder Conflicts in the Northern Ivory Coast." in *Annals of the Association of American Geographers*, 78 (3): 453 - 472.
- Bassett, T. J. (2002). Patrimoine et territoires de conservation dans le nord de la Côte d'Ivoire. Cormier-Salem, M.-C., Juhé-Beaulaton, D., Boutrais, J. et Roussel, B. (Eds). *Patrimonialiser la nature tropicale, dynamiques locales, enjeux internationaux*. IRD, Collection Colloques et Séminaires, Paris. pp. 323-342.
- Bassett, T. J. (2009). "Mobile pastoralism on the brink of land privatization in Northern Côte d'Ivoire." in *Geoforum*, 40 (5): 756-766.
- Bassett, T. J., Blanc-Pamard, C. et Boutrais, J. (2007). "Constructing Locality: The Terroir Approach in West Africa." in *Africa*, 77 (1): 104-129.
- Bassett, T. J. et Crummey, E., Eds. (1993). *Land in African agrarian systems*. University of Wisconsin Press, Madison. 418 p.
- Bassett, T. J. et Zimmerer, K. S. (2003). Cultural ecology. Gaile, G. et Wilmott, C. (Eds). *Geography in America at the dawn of the new millennium*. Oxford University Press, Oxford, UK. pp. 97–112.
- Bassett, T. J. et Zuéli, K. B. (2000). "Environmental Discourses and the Ivorian Savanna." in *Annals of the Association of American Geographers*, 90 (1): 67-95.

- Batisse, M. (1997). "Biosphere reserves: A challenge for biodiversity conservation and regional development." in *Environment*, 39 (5): 7-33.
- Batterbury, S. (1998). "Local environmental management, land degradation and the "gestion des terroirs" approach in West Africa: policies and pitfalls." in *Journal of International Development*, 10 (7): 871-898.
- Batterbury, S. P. J., Forsyth, T. et Thompson, K. (1997). "Environmental transformation in developing countries: hybrid knowledge and democratic policy." in *The Geographical Journal*, 163 (2): 126-132.
- Bawden, R. J., Ison, R. L., Macadam, R. D., Packham, R. D. et Valentine, I. (1985). A research paradigm for systems agriculture. Remenyi, J. V. (Eds). *Farming Systems Research: Australian Expertise for ThirdWorld Agriculture*. ACIAR, Canberra. pp. 31-42.
- Bebbington, A. (1999). "Capitals and Capabilities: A Framework for Analyzing Peasant Viability, Rural Livelihoods and Poverty." in *World Development*, 27 (12): 2021-2044.
- Beckerman, W. (1992). "Economic growth and the environment: Whose growth? whose environment?" in *World Development*, 20 (4): 481-496.
- Behnke, R. H., Scoones, I. et Kerven, C., Eds. (1993). *Range Ecology at Disequilibrium: New Models of Natural Variability and Pastoral Adaptation in African Savannas*. Overseas Development Institute, London. 260 p.
- Beier, P. et Noss, R. F. (1998). "Do Habitat Corridors Provide Connectivity?" in *Conservation Biology*, 12 (6): 1241-1252.
- Benjaminsen, T. (1996). "Is there a fuelwood crisis in rural Mali?" in *GeoJournal*, 43 (2): 163-174.
- Benjaminsen, T. A. (1993). "Fuelwood and desertification: Sahel orthodoxies discussed on the basis of field data from the Gourma region in Mali." in *Geoforum*, 24 (4): 397-409.
- Benjaminsen, T. A. (1997). "Natural Resource Management, Paradigm Shifts, and the Decentralization Reform in Mali." in *Human Ecology*, 25 (1): 121-143.
- Benjaminsen, T. A. et Svarstad, H. (2009). "Qu'est-ce que la "political ecology"?" in *Natures Sciences Sociétés*, 17 (1): 3-11.
- Benko, G. et Lipietz, A. (2000). *La richesse des régions. La nouvelle géographie socio-économique*. PUF, Paris. 564 p.
- Bennett, A. F. (1999). *Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation*. IUCN, Gland. 254 p.
- Bennett, J. (1976). *The Ecological Transition: Cultural Anthropology and Human Adaptation*. Pergamon Press, London. xi + 378 p.

- Berkes, F., Ed. (1989). *Common property Resources : Ecology and community-based sustainable development*. Belhaven Press, London.
- Berkes, F. et Folke, C., Eds. (1998). *Linking Social and Ecological Systems: Management Practices and Social Mechanisms for Building Resilience*. Cambridge University Press, New York. 460 p.
- Bernardet, P. (1984). *Association Agriculture-Élevage en Afrique: Les Peuls semi-transhumants de Côte d'Ivoire*. L'Harmattan, Paris. 235 p.
- Bernus, E. (1974). "L'évolution récente des relations entre éleveurs et agriculteurs en Afrique tropicale : l'exemple du Sahel Nigérien." in *Cahiers ORSTOM Série Sciences Humaines*, 11 (2): 137-143.
- Berry, S. (1989). "Social Institutions and Access to Resources." in *Africa: Journal of the International African Institute*, 59 (n°1, Access, Control and Use of Resources in African Agriculture): 41-55.
- Berry, S. S. (1988). "Property rights and rural resource management : the case of tree crops in West-Africa." in *Cahiers des Sciences Humaines (ORSTOM)*, 24 (1): 3-16.
- Berry, S. S. (1993). *No Condition is Permanent, The Social Dynamics of Agrarian Change in Sub-Saharan Africa*. University of Wisconsin Press, Madison. 258 p.
- Bertacchini, Y. (2004). "Entre information et processus de communication : l'intelligence territoriale." in *Information Sciences for Decision Making* (16): 11 p.
- Bertrand, G. et Bertrand, C. (1975). Pour une histoire écologique de la France rurale. Duby, G. et Wallon, A. (Eds). *Histoire de la France rurale*. Le Seuil, Paris. pp. 37-113.
- Binot, A. (2010). *La conservation de la nature en Afrique Centrale entre théorie et pratiques. Des espaces protégés à géométrie variable*. Thèse de géographie. Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne, Paris.
- Blaikie, P. (1985). *The Political Economy of Soil Erosion in Developing Countries*. Longman Group Ltd., London/New York. 188 p.
- Blaikie, P. (1999). "A review of political ecology: issues, epistemology, and analytical narratives." in *Zeitschrift für Wirtschaftsgeographie*, 43: 131-147.
- Blaikie, P. (2006). "Is Small Really Beautiful? Community-based Natural Resource Management in Malawi and Botswana." in *World Development*, 34 (11): 1942-1957.
- Blaikie, P. et Brookfield, H., Eds. (1987). *Land degradation and society*. Routledge, London. 296 p.
- Blaikie, P., Brown, K., Stocking, M., Tang, L., Dixon, P. et Sillitoe, P. (1997). "Knowledge in action: Local knowledge as a development resource and barriers to its incorporation in natural resource research and development." in *Agricultural Systems*, 55 (2): 217-237.

- Blaikie, P., Cannon, T., Davis, I. et Wisner, B. (1994). *At Risk: Natural Hazards, People's Vulnerability and Disasters*. Routledge, London. 284 p.
- Blanc-Pamard, C. et Cambrézy, L., Eds. (1995). *Dynamique des systèmes agraires : terre, terroir, territoire : les tensions foncières*. Collection Colloques et Séminaires. ORSTOM, Paris. 477 p.
- Blanc-Pamard, C., Rakoto Ramiarantsoa, H. et Andriantseho, D. (2005). *Foncier et territoires entre pouvoirs locaux et politiques publiques environnementales : pratiques, acteurs, enjeux (corridor betsileo, Madagascar)*. IRD/CNRE, CNRS/EHESS/CEAf/ICoTEM, Fianarantsoa. 162 p.
- Bohle, H. G., Downing, T. E. et Watts, M. J. (1994). "Climate Change and Social Vulnerability : Toward a Sociology and Geography of Food Insecurity." in *Global Environmental Change*, 4 (1): 37-48.
- Bonnemaison, J. (1981). "Voyage autour du territoire." in *L'espace géographique* (4): 249-262.
- Bonnemaison, J. (2000). *La géographie culturelle. Cours de l'Université Paris IV-Sorbonne 1994-(1997) (établi par Maud Lasseur et Christel Thibault)*. éditions du CTHS, Paris. 152 p.
- Borlaug, N. E. (1970). *The Green Revolution: Peace and Humanity. A speech on the occasion of the awarding of the 1970 Nobel Peace Prize*. Oslo, Norway, 11 December 1970.
- Boserup, E. (1965). *The Conditions of Agricultural Growth: The Economics of Agricultural Change Under Population Pressure*. Aldine, Chicago. 128 p.
- Botkin, D. B. (1990). *Discordant Harmonies: A New Ecology for the Twenty-first Century*. Oxford University Press, New York. 256 p.
- Bourdieu, P. (1980). *Le sens pratique*. Editions de Minuit, Paris. 475 p.
- Bourdieu, P. (1986). The Forms of Capital. Richardson, J. (Eds). *Handbook of Theory and Research for the Sociology of Education*. Greenwood, New York. pp. 248-249.
- Bourdieu, P. (1994). *Raisons pratiques : sur la théorie de l'action*. Seuil, Paris. 247 p.
- Brah, A., Hickman, M. J. et Mac an Ghail, M., Eds. (1999). *Global futures: Migration, environment, and globalization*. Macmillan, London. 243 p.
- Brandon, K., Redford, K. H. et Sanderson, S. E., Eds. (1998). *Parks in Peril: People, Politics, and Protected Areas*. Nature Conservancy/Island Press, Washington, DC. 532 p.
- Brandt, J. (1999). "Geography as "landscape ecology"." in *Geografisk Tidsskrift*, 1: 21-32.
- Brechin, S. R., Wilshusen, P. R., Fortwangler, C. L. et West, P. C. (2002). "Beyond the Square Wheel: Toward a More Comprehensive Understanding of Biodiversity Conservation as Social and Political Process." in *Society & Natural Resources: An International*

Journal, 15 (1): 41-64.

- Brenner, N. (1999). "Beyond state-centrism? Space, territoriality, and geographical scale in globalization studies." in *Theory and Society*, 28 (1): 39-78.
- Broad, R. (1994). "The poor and the environment: Friends or foes?" in *World Development*, 22 (6): 811-822.
- Brockington, D. et Duffy, R. (2010a). "Capitalism and Conservation: The Production and Reproduction of Biodiversity Conservation." in *Antipode*, 42 (3): 469-484.
- Brockington, D., Duffy, R. et Igoe, J., Eds. (2008). *Nature Unbound. Conservation, Capitalism and the Future of Protected Areas*. Earthscan Publications Ltd., London. 240 p.
- Brockington, D. et Scholfield, K. (2010b). "The Conservationist Mode of Production and Conservation NGOs in sub-Saharan Africa." in *Antipode*, 42 (3): 551-575.
- Bromley, D. W. (1991). *Environment and economy: Property rights and public policy*. Basil Blackwell, Cambridge, MA. xi + 247 p.
- Brooks, N. (2003). Vulnerability, risk and adaptation: a conceptual framework. Tyndall Centre for Climate Change Research, Norwich, UK. 20 p.
- Brosius, J. P. (1997). "Endangered forest, endangered people: Environmentalist representations of indigenous knowledge." in *Human Ecology*, 25 (1): 47-69.
- Brosius, J. P. (1999). "Analyses and Interventions: Anthropological Engagements with Environmentalism." in *Current Anthropology*, 40 (3): 277-310.
- Brosius, P., Tsing, A. et Zerner, C., Eds. (2005). *Communities and conservation: Histories and politics of community-based natural resource management*. Altamira Press, Lanham, MD. 512 p.
- Brossier, J. (1987). "Système et système de production. Note sur ces concepts." in *Cahiers Sciences Humaines*, 23 (3-4): 377-390.
- Brossier, J., Vissac, B. et Le Moigne, J.-L. (1990). *Modélisation systémique et système agricole*. Institut National de la Recherche Agronomique, Paris. 365 p.
- Brunckhorst, D. J. et Rollings, N. M. (1999). "Linking ecological and social functions of landscapes: I. Influencing resource governance." in *Natural Areas Journal*, 19 (1): 57-64.
- Bruneau, M. (2006). "Les territoires de l'identité et la mémoire collective en diaspora." in *L'Espace géographique*, 4/2006: 328-333.
- Brunet, R. (1969). "Le quartier rural, structure régionale." in *Revue de Géographie des Pyrénées et du sud-ouest*, 40 (1): 81-100.

- Brunet, R., Ferras, R. et Théry, H. (1993). *Les mots de la géographie, dictionnaire critique*. Reclus. La Documentation Française., Montpellier, Paris. 518 p.
- Brunhes, J. (1910). *La géographie humaine. Essai de classification positive. Principes et exemples*. Félix Alcan, Paris. 844 p.
- Bryant, R. et Goodman, M. K. (2008). "A pioneering reputation: Assessing Piers Blaikie's contributions to political ecology." in *Geoforum*, 39 (2): 708-715.
- Bryant, R. L. (1992). "Political ecology : An emerging research agenda in Third-World studies." in *Political Geography*, 11 (1): 12-36.
- Bryant, R. L. (1997). "Beyond the impasse: the power of political ecology in Third World environmental research." in *Area*, 29 (1): 5-19.
- Bryant, R. L. (1998). "Power, knowledge and political ecology in the third world : a review." in *Progress in physical geography*, 2 (1): 79-94.
- Bryant, R. L. (2001). Political ecology: a critical agenda for change? Castree, N. et Braun, B. (Eds). *Social nature: theory, practice, and politics*. Blackwell, London. pp. 151–169.
- Bryant, R. L. et Bailey, S. (1997). *Third world political ecology*. Routledge, London, New York. 256 p.
- Bunker, S. G. (1985). *Underdeveloping the Amazon: Extraction, Unequal Exchange and the Failure of the Modern State*. University Chicago Press, Chicago. 296 p.
- Bureau, L. (1991). *La terre et moi*. Boréal, Montréal. 273 p.
- Burel, F. et Baudry, J. (1999). *Ecologie du paysage. Concepts, méthodes et applications*. Editions Technique et Documentation, Paris. 359 p.
- Burnod, P. et Gautier, D. (2009). Etat des lieux des projets agrocarburants au Mali et des projets d'investissement foncier en zone Office du Niger. CIRAD / TOTAL, Montpellier, France. 62 p.
- Burnod, P., Gautier, D. et Gazull, L. (2010). Les agrocarburants au Mali : nouveau produit, vieilles recettes ? Une analyse de l'émergence et des enjeux du système d'innovation « agrocarburant ». *Symposium ISDA 2010 : Innovation et Développement Durable dans l'Agriculture et l'Agroalimentaire*. Montpellier, France, 28 juin - 1 juillet 2010.
- Burton, I., Kates, R. W. et White, G. F. (1993). *The Environment as Hazard. 2nd ed*. Guilford Press, New York. 290 p.
- Buttel, F. H. et Taylor, P. J. (1992). "Environmental Sociology and Global Change: A Critical Assessment." in *Society and Natural Resources*, 5: 211-230.
- Byron, N. et Arnold, M. (1999). "What Futures for the People of the Tropical Forests?" in *World Development*, 27 (5): 789-805.

- Cacho, O. J., Marshall, G. R. et Milne, M. (2005). "Transaction and abatement costs of carbon-sink projects in developing countries." in *Environment and Development Economics*, 10 (05): 597-614.
- Cailly, L. (2009). Des territorialités aux spatialités : pourquoi changer de concept ? Vanier, M. (Eds). *Territoires, territorialité, territorialisation. Controverses et perspectives*. Presses Universitaires de Rennes, Rennes. pp. 151-156.
- Callon, M., Ed. (1989). *La science et ses réseaux. Genèse et circulation des faits scientifiques*. Editions La Découverte et UNESCO / Conseil de l'Europe, Paris et Strasbourg. 214 p.
- Callon, M. et Law, J. (1989). "La proto-histoire d'un laboratoire ou le difficile mariage de la science et de l'économie." in *Cahiers du Centre d'études de l'emploi : "Innovations et ressources locales"*, 32: 1-34.
- Carney, D. (1998). Implementing the sustainable rural livelihoods approach. Carney, D. (Eds). *Sustainable rural livelihoods: what contribution can we make?* Department for International Development, London. pp. 8-9.
- Carrière-Buchsenschutz, S. (2006). "L'urgence d'une confirmation par la science du rôle écologique du corridor forestier de Fianarantsoa." in *Etudes rurales*, 178 (2): 181-196.
- Carrière, S., Hervé, D., Andriamahefazafy, F. et Méral, P. (2008). Les corridors, passage obligé ? L'exemple Malgache. Aubertin, C. et Rodary, E. (Eds). *Aires protégées, espaces durables ?* IRD Editions, Paris. pp. 89-112.
- Carroué, L. (2009). *La mondialisation. Genèse, acteurs et enjeux, 2e édition*. Édition Bréal, Paris. 348 p.
- Cauvin, C. (1999). "Propositions pour une approche de la cognition spatiale intra-urbaine." in *Cybergeo : European Journal of Geography*, URL : <http://cybergeo.revues.org/5043>.
- Cerbu, G. A., Swallow, B. M. et Thompson, D. Y. (2011). "Locating REDD: A global survey and analysis of REDD readiness and demonstration activities." in *Environmental Science & Policy*, In Press, Corrected Proof.
- Chaboud, C., Galletti, F., David, G., Brenier, A., Méral, P., Andriamahefazafy, F. et Ferraris, J. (2008). Aires marines protégées et gouvernance : contributions des disciplines et évolution disciplinaire. Aubertin, C. et Rodary, E. (Eds). *Aires protégées, espaces durables ?* IRD Editions, Paris. pp. 55-82.
- Chaléard, J.-L. (1996). *Temps des villes. Temps des vivres. L'essor du vivrier marchand en Côte d'Ivoire*. Karthala, Paris. 661 p.
- Chaléard, J.-L. et Pourtier, R., Eds. (2000). *Politiques et dynamiques territoriales dans les pays du Sud*. Publications de la Sorbonne, Paris. 255 p.
- Chambers, R. (1989). "Vulnerability, coping and policies." in *IDS Bulletin*, 20 (2): 1-7.

- Chambers, R. (1997). "Responsible well-being – a personal agenda for development." in *World Development*, 25 (11): 1743-1745.
- Chambers, R. et Conway, G. (1991). Sustainable rural livelihoods: practical concepts for the 21st century. IDS, Brighton. 42 p.
- Champollion, A. et Champollion, B. (1977). *L'écologie dénaturée : les parcs nationaux : le cas des Ecrins*. La Pensée Sauvage, Grenoble. 103 p.
- Chapin, M. (2004). "A challenge to conservationists." in *World Watch Magazine* (Nov/Dec): 17–31.
- Charre, J. (1977). "A propos de sécheresse." in *Revue de géographie de Lyon*, 52 (2): 215-226.
- Chatwin, B. (1988). *The songlines [Le chant des pistes]*. Pinguin [Grasset], London [Paris]. 295 p.
- Chauveau, J.-P. (1998). La logique des systèmes coutumiers. Lavigne-Delville, P. (Eds). *Quelles politiques foncières pour l'Afrique rurale ? Réconcilier pratiques, légitimité et légalité*. Karthala - Coopération Française, Paris. pp. 66-75.
- Chauveau, J.-P. (2000). "Question foncière et construction nationale en Côte d'Ivoire." in *Politique Africaine* (78): 94–125.
- Chauveau, J.-P. (2002). "La loi ivoirienne de 1998 sur le domaine foncier rural et l'agriculture de plantation villageoise: une mise en perspective historique et sociologique." in *Land Reform* (1): 63-78.
- Chauveau, J.-P. (2006). How does an institution evolve? Land, politics, intergenerational relations and the institution of the tutorat between autochthons and migrant farmers in the Gban region (Côte d'Ivoire). Kuba, R. et Lentz, C. (Eds). *Landrights and the politics of belonging in West Africa*. Brill Academic Publishers, African Social Studies Series, Leiden. pp. 213-240.
- Chauveau, J.-P. et Lavigne Delville, P. (2002). Quelles politiques foncières intermédiaires en Afrique de l'Ouest francophone ? Lévy, M. (Eds). *Comment réduire pauvreté et inégalités en Afrique. Pour une méthodologie des politiques publiques*. IRD - Karthala, Paris. pp. 211-239.
- Chazdon, R. L. (2008). "Beyond Deforestation: Restoring Forests and Ecosystem Services on Degraded Lands." in *Science*, 320 (5882): 1458-1460.
- Chedid, A. (1999). *Territoires du souffle*. Flammarion, Paris. 149 p.
- Chhatre, A. et Agrawal, A. (2008). "Forest commons and local enforcement." in *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105 (36): 13286-13291.
- Chomitz, K. (2004). "Transferable Development Rights and Forest Protection: An Exploratory Analysis." in *International Regional Science Review*, 27 (3): 348-373.

- Christen, C., Herculano, S., Hochstetler, K., Prell, R., Price, M. et Roberts, J. (1998). "Latin American environmentalism: Comparative views." in *Studies in Comparative International Development (SCID)*, 33 (2): 58-87.
- Clayton, D. et Bowd, G. (2006). "Geography, tropicality and postcolonialism: Anglophone and Francophone readings of the work of Pierre Gourou." in *L'espace géographique*, 3/2006: 208-221.
- Cleaver, F. (1999). "Paradoxes of participation: questioning participatory approaches to development." in *Journal of International Development*, 11: 597-612.
- Cline-Cole, R. et Madge, C. (2000). *Contesting Forestry in West Africa (Making of Modern Africa)*. Ashgate Publishing Limited, Aldershot. 336 p.
- Colfer, C. J. P. et Byron, Y., Eds. (2001). *People managing forests: the links between human wellbeing and sustainability*. RFF Press, Washington, D.C. 464 p.
- Colfer, C. J. P. et Capistrano, D., Eds. (2005). *The politics of decentralization: forests, people and power*. Earthscan, London. 322 p.
- Colin, J.-P. (2005). "Le développement d'un marché foncier ? Une perspective ivoirienne." in *Afrique contemporaine*, 2005/1 (n°213): 179-196.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P. et van den Belt, M. (1997). "The Value of The World's Ecosystem Services and Natural Capital." in *Nature*, 387 (6630): 253-260.
- Cotula, L., Dyer, N. et Vermeulen, S. (2008). *Fuelling exclusion? The biofuels boom and poor people's access to land*. International Institute for Environment and Development, London. 72 p.
- Cox, K. R., Ed. (1997). *Spaces of Globalization: Reasserting the Power of the Local*. The Guilford Press, New York. 292 p.
- Cronon, W. (1992). "A Place for Stories: Nature, History, and Narrative." in *The Journal of American History*, 78 (4): 1347-1376.
- d'Aquino, P. (2002). "Le territoire entre espace et pouvoir : pour une planification territoriale ascendante." in *L'espace géographique* (1): 3-23.
- D'Ercole, R. et Metzger, P. (2004). *La vulnerabilidad del Distrito Metropolitano de Quito*. MDMQ-IRD, Quito, Ecuador. 496 p.
- D'Ercole, R. et Metzger, P. (2009). "La vulnérabilité territoriale : une nouvelle approche des risques en milieu urbain »." in *Cybergeog : European Journal of Geography*, URL : <http://cybergeog.revues.org/22022>.
- Daily, G. C. et Ellison, K. (2002). *The new economy of nature: The quest to make conservation profitable*. Island Press, Washington, D.C., USA. 260 p.

- Damschen, E. I., Haddad, N. M., Orrock, J. L., Tewksbury, J. J. et Levey, D. J. (2006). "Corridors Increase Plant Species Richness at Large Scales." in *Science*, 313 (1284).
- Daniels, R. et Bassett, T. J. (2002). "The Spaces of Conservation and Development around Lake Nakuru National Park, Kenya." in *The Professional Geographer*, 54 (4): 481 - 490.
- Darbon, D. (1998). Crise du territoire étatique et communautarisme : les nouveaux enjeux idéologiques de l'intégration en Afrique noire. Bach, D. (Eds). *Régionalisation, mondialisation et fragmentation en Afrique subsaharienne*. Karthala, Paris. pp. 61-75.
- Dasgupta, P. (1998). "The economics of poverty in poor countries." in *Scandinavian Journal of Economics*, 100 (1): 41-77.
- Davies, S. (1996). *Adaptable livelihoods: Coping with food insecurity in the Malian Sahel*. Macmillan Press Ltd, London. 304 p.
- Debarbieux, B. (1999). L'exploration des mondes intérieurs. Knafo, R. (Eds). *Géographie, état des lieux*. Belin, coll. «Mappemonde », Paris. pp. 371-384.
- Deffontaines, P. (1932 [1945]). *L'homme et la forêt*. Gallimard, Paris. 187 p.
- Delaney, D. et Leitner, H. (1997). "The political construction of scale." in *Political Geography*, 16 (2): 93-97.
- Demaze, M. T. (2010). L'Afrique dans la géopolitique du développement durable. Entre pauvreté et mondialisation des préoccupations environnementales. Bouquet, C. (Eds). *Les géographes et le développement. Discours et actions*. Maison des sciences de l'homme d'Aquitaine, Pessac. pp. 185-210.
- Denis, M., Ed. (1997). *Langage et cognition spatiale*. Masson, Paris. 182 p.
- Despin, L. (2003). *La refondation territoriale. Entre le monde et le lieu*. L'Harmattan, Paris. 243 p.
- Devereux, S. (1996). *Fuzzy entitlements and common property resources: struggles over rights to communal land in Namibia*. IDS Working Paper 44, Brighton. 28 p.
- Dhanani, S. et Islam, I. (2002). "Poverty, Vulnerability and Social Protection in a Period of Crisis: The Case of Indonesia." in *World Development*, 30 (7): 1211-1231.
- Di Méo, G., Ed. (1996). *Les territoires du quotidien*. L'Harmattan, Paris. 208 p.
- Di Méo, G. (1998). *Géographie sociale et territoires*. Nathan Université, coll. « Fac », Paris. 320 p.
- Dietz, T. (1996). *Entitlements to Natural Resources: Contours of Political Environmental Geography*. International Books, Utrecht. 80 p.
- Dollfus, O. (1970). *L'espace géographique*. PUF, « Que sais-je ? », Paris. 126 p.

- Dollfus, O. (1971). *L'analyse géographique*. PUF, « Que sais-je ? », Paris. 126 p.
- Dollfus, O. (2001). *La mondialisation*. Presses de la Fondation nationale des sciences politiques, 2e éd., Paris. 168 p.
- Dove, M. (1993). "A revisionist view of tropical deforestation and development." in *Environmental Conservation*, 20 (1): 17–24.
- Downing, T. E. (1991). "Vulnerability to hunger in Africa: A climate change perspective." in *Global Environmental Change*, 1 (5): 365-380.
- Dréze, J. et Sen, A. (1989). *Public action for social security Foundations and strategy*. London school of economics, London.
- Drouin, J.-M. (1991). *Réinventer la nature. L'écologie et son histoire*. Desclee de Brouwer, Paris. 213 p.
- Dufumier, M. (2005). Etude des systèmes agraires et typologie des systèmes de production agricole dans la région cotonnière du Mali. Programme d'amélioration des systèmes d'exploitation en zone cotonnière (PASE). Projet « caractérisation des systèmes agraires ». AFD, CMDT, Bamako, Mali. 83 p.
- Dumont, R. (1962). *L'Afrique noire est mal partie*. Editions du Seuil, Paris. 287 p.
- Duraiappah, A. K. (1998). "Poverty and environmental degradation: A review and analysis of the nexus." in *World Development*, 26 (12): 2169-2179.
- Ellis, F. (2000). *Rural livelihoods and diversity in developing countries*. Oxford University Press, New York. 296 p.
- Escobar, A. (1995). *Encountering Development: The Making and Unmaking of the Third World*. Princeton University Press, Princeton, NJ. 290 p.
- Escobar, A. (1996). "Construction nature : Elements for a post-structuralist political ecology." in *Futures*, 28 (4): 325-343.
- Escobar, A. (1999). "After Nature: Steps to an Antiessentialist Political Ecology." in *Current Anthropology*, 40 (1): 1-30.
- ESMAP (1992). Republic of Mali - Household energy strategy. report n°147-92. World Bank, New York. ESM147 ESM147. 168 p.
- Fahrig, L. et Merriam, G. (1994). "Conservation of fragmented populations." in *Conservation Biology*, 8 (1): 50-59.
- Fairhead, J. et Leach, M. (1995). "False forest history, complicit social analysis: Rethinking some West African environmental narratives." in *World Development*, 23 (6): 1023-1035.

- Fairhead, J. et Leach, M. (1996). *Misreading the African Landscape: Society and Ecology in a Forest Savannah Mosaic*. Cambridge University Press, Cambridge. 384 p.
- Fairhead, J. et Leach, M. (1998). *Reframing Deforestation. Global analysis and local realities: Studies in West Africa*. Routledge, London. 238 p.
- FAO (2007). *State of the World's Forests*. Roma, Italy. 144 p.
- Ferguson, J. (2006). *Global shadows. Africa in the neoliberal World Order*. Duke University Press, Durham and London. 257 p.
- Ferrier, J.-P. (1984). *La géographie, ça sert d'abord à parler du territoire, ou le métier des géographes. Antée 1*. Edisud, Aix-en-Provence. 254 p.
- Ferrier, J.-P. (1998). *Le contrat géographique ou l'habitation durable des territoires. Antée 2*. Payot Lausanne, Paris. 251 p.
- Flipo, F. (2005). "Pour une écologisation du concept de capacité d'Amartya Sen." in *Nature, Sciences et Sociétés*, 13 (69): 68-75.
- Forman, R. T. T. et Godron, M. (1981). "Patches and Structural Components for a Landscape Ecology." in *BioScience*, 31: 733-740.
- Forman, R. T. T. et Godron, M. (1986). *Landscape Ecology*. John Wiley & Sons, New York. 640 p.
- Forsyth, T. (1991). "Environmental Social Movements in Thailand: How Important is Class?" in *Asian Journal of Social Science*, 29 (1): 35-51.
- Forsyth, T. (1996). "Science, myth and knowledge: Testing himalayan environmental degradation in Thailand." in *Geoforum*, 27 (3): 375-392.
- Forsyth, T. (2003). *Critical political ecology. The politics of environmental science*. Routledge, London - New York. 320 p.
- Forsyth, T., Leach, M. et Scoones, I. (1998). *Poverty and environment: Priorities for research and policy*. Prepared for the United Nations Development Programme and European Commission. Institute of Development Studies, Sussex, UK. 48 p.
- Forsyth, T. et Walker, A. (2008). *Forest guardians, forest destroyers: the politics of environmental knowledge in Northern Thailand*. University of Washington Press, Seattle, WA. 302 p.
- Fortmann, L. (1985). "The tree tenure factor in agroforestry with particular reference to Africa." in *Agroforestry Systems*, 2: 229-251.
- Fortmann, L. (1995). "Talking claims: Discursive strategies in contesting property." in *World Development*, 23 (6): 1053-1063.
- Foucault, M. (1961). *Histoire de la folie à l'âge classique*. Gallimard, Paris. 688 p.

- Foucault, M. (1966). *Les mots et les choses. Une archéologie des sciences humaines*. Gallimard, coll. « Bibliothèque des sciences humaines », Paris. 405 p.
- Foucault, M. (1975). *Surveiller et punir naissance de la prison*. Gallimard, Paris. 318 p.
- Foucault, M. (1976a). "L'illégalisme et l'art de punir." in *La Presse* (n° 80, 3 Avril 1976).
- Foucault, M. (1976b). "La fonction politique de l'intellectuel." in *Politique-Hebdo*, . 29 novembre - 5 décembre 1976.
- Foucault, M. (1977). *Il faut défendre la société*. Gallimard, Paris. 283 p.
- Foucault, M. (1981). Subjectivité et vérité. Defert, D. et Ewald, F. (Eds). *Dits et écrits II, 1976-1988*. Gallimard, 1994, Paris. pp. 1032-1037.
- Foucault, M. (1982). Le sujet et le pouvoir. Defert, D. et Ewald, F. (Eds). *Dits et écrits II, 1976-1988*. Gallimard, 1994, Paris. pp. 1041-1062.
- Fox, N. J. (1998). "Foucault, Foucauldians and sociology." in *British Journal of Sociology*, 49 (3): 415-433.
- François, A. (2003). Gestion des ressources et politiques foncières en Ouganda. Lesourd, M. (Eds). *L'Afrique. Vulnérabilité et défis*. Éditions du Temps, Nantes. pp. 315-332.
- Fratkin, E. et Roth, E. A., Eds. (2005). *As Pastoralists Settle: Social, Health, and Economic Consequences of the Pastoral Sedentarization in Marsabit District, Kenya*. Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York. 296 p.
- Frémont, A. (1976). *La région, espace vécu*. PUF, Paris. 223 p.
- Frémont, A. (2005). *Aimez-vous la géographie ?* Flammarion, Paris. 358 p.
- Frémont, A., Chevalier, J., Hérien, R. et Renard, J. (1984). *Géographie sociale*. Masson, Paris. 387 p.
- Friedberg, C. (1992). La question du déterminisme dans les rapports hommes-nature. Jollivet, M. (Eds). *Sciences de la Nature, Sciences de la Société. Les Passeurs de Frontière*. Editions du CNRS, Paris. pp. 55-68.
- Friedlingstein, P., Houghton, R. A., Marland, G., Hackler, J., Boden, T. A., Conway, T. J., Canadell, J. G., Raupach, M. R., Ciais, P. et Le Quéré, C. (2010). "Update on CO2 emissions." in *Nature geoscience*, 3 (12): 811-812.
- Friedmann, J. et Rangan, H., Eds. (1993). *In defense of livelihood: Comparative studies on environmental action*. Kumarian Press, West Hartford, CT. 231 p.
- Frost, P. G. H. et Bond, I. (2008). "The CAMPFIRE programme in Zimbabwe: Payments for wildlife services." in *Ecological Economics*, 65 (4): 776-787.

- Fussel, H.-M. (2007). "Vulnerability: A Generally Applicable Conceptual Framework for Climate Change Research." in *Global Environmental Change*, 17 (2): 155-167.
- Gallais, J. (1972). Essai sur la situation actuelle des relations entre pasteurs et paysans dans le Sahel ouest-africain. Michel, M. (Eds). *Etudes de géographie tropicale offertes à Pierre Gourou*. Mouton, Paris. pp. 301-313.
- Gallais, J. (1984). *Hommes du Sahel. Espaces-temps et pouvoirs. Delta intérieur du Niger. 1960-1980*. Flammarion, Paris. 289 p.
- Gallopín, G. C. (2006). "Linkages Between Vulnerability, Resilience, and Adaptive Capacity." in *Global Environmental Change*, 16 (3): 293-303.
- Garcia, C. A., Bhagwat, S. A., Ghazoul, J., Nath, C. D., Nanaya, K. M., Kushalappa, C. G., Raghuramulu, Y., Nasi, R. et Vaast, P. (2010). "Biodiversity Conservation in Agricultural Landscapes: Challenges and Opportunities of Coffee Agroforests in the Western Ghats, India." in *Conservation Biology*, 24 (2): 479-488.
- Gautier, D. (1994a). "Fondements naturels et sociaux d'un bocage d'altitude : l'exemple Bamiléké." in *Natures, Sciences, Sociétés*, 2 (1): 6-18.
- Gautier, D. (1994b). "L'appropriation des ressources ligneuses en pays Bamiléké." in *Bois et Forêts des Tropiques* (240): 15-27.
- Gautier, D. (1994c). "Valeur d'usage des arbres en pays Bamiléké." in *Bois et Forêts des Tropiques* (241): 39-51.
- Gautier, D. (1995). "The pole-cutting practice in the Bamileke country (Western Cameroon)." in *Agroforestry Systems* (31): 21-37.
- Gautier, D. (1996a). "Ficus as part of agrarian systems in the Bamileke region." in *Economic Botany* 50 (3): 318-326.
- Gautier, D. (1996b). "Poupées russes et montagnes Bamiléké. De la concession à la chefferie : emboîtement des structures et dynamiques spatiales en pays Bamiléké." in *l'Espace Géographique* (2/1996): 173-187.
- Gautier, D. (1997). "Les dynamiques spatiales pour modéliser la mise en valeur d'un territoire rural, en intégrant les processus biophysiques, techniques et sociaux." in *Cybergeog : European Journal of Geography*, URL : <http://cybergeog.revues.org/5431>.
- Gautier, D. (2000). "Le multi-usage de l'espace en Cévennes analysé grâce à des modèles graphiques spatio-temporels." in *l'Espace Géographique* (n°2/00): 123-136.
- Gautier, D. (2008). Mais où sont donc ces commerçants sénégalais que nos amis cherchent tant sur les territoires d'élevage maliens ? CIRAD, ATP Icare, Montpellier, France. 12 p.
- Gautier, D., Bazile, D. et Picard, N. (2006a). Interactions between Sahelo-soudanian savannas and parklands in space and time. How it affects biomass and biodiversity in regards

- to stakeholder strategies. Mistry, J. et Berardi, A. (Eds). *Placing People Back into Nature: lessons from savannas and dry forests*. Ashgate, London. pp. 227-240.
- Gautier, D., Bonnérat, A. et Njoya, A. (2005). "The relationship between herders and trees in space and time in Northern Cameroon." in *The Geographical Journal*, 171 (4): 324-339.
- Gautier, D. et Compaoré, A. (2006b). Les populations locales face aux normes d'aménagement forestier en Afrique de l'Ouest. Mise en débat à partir du cas du Burkina Faso et du Mali. CIFOR / WRI, Ouagadougou. 63 p.
- Gautier, D., Corniaux, C. et Dicko, M. (2007). Polarisation des flux de bétail par les marchés dans les régions de Ségou et de Niono au Mali. CIRAD, ATP Icare, Bamako, Mali. 48 p.
- Gautier, D. et Fadani, A. (1994). Le raphia face à la crise : une production complémentaire qui pourrait être (re)valorisée. Courade, G. (Eds). *Le village camerounais à l'heure de l'ajustement*. Karthala, Paris. pp. 318-333.
- Gautier, D., Gazull, L. et Hautdidier, B. (2006c). Exploitation de bois pour le marché de Bamako et dynamiques institutionnelles en milieu rural. CIFOR / USAID, Bamako. 28 p.
- Gautier, D., Hautdidier, B., Dakouo, F. et Nouvellet, Y. (2006d). Les premiers pas d'un marché rural de bois au Mali : contexte politique et dynamiques locales induites. Bertrand, A., Montagne, P. et Karsenty, A. (Eds). *L'Etat et la gestion durables des forêts en Afrique francophone et à Madagascar*. L'Harmattan, Paris. pp. 347-367.
- Gautier, D., Hautdidier, B. et Gazull, L. (2011). "Woodcutting and territorial claims in Mali." in *Geoforum*, 42 (1): 28-39.
- Gautier, D., Lardon, S. et Osty, P.-L. (1997). Recherche d'entités spatio-temporelles pour modéliser les dynamiques de mise en valeur de l'espace rural : des quartiers ruraux sur le Causse Méjan (Lozère) ? *Les temps de l'environnement. Journées du Programme Environnement, Vie et Société*. Barrué-Pastor, M. et Bertrand, G. Toulouse, Presses Universitaires du Mirail.
- Gautier, D., Merle, C. et Mathieu, B. (2003). *Quand les périphéries territoriales deviennent centrales pour les villageois du Nord Cameroun...* Dugué, P. et Jouve, P. (Eds). Colloque international : Organisation spatiale et gestion des ressources et des territoires ruraux, Montpellier, France, 25-27 février 2003, UMR Sagert / CNEARC.
- Gautier, D., Ouédraogo, G. G. et Badini, Z. (2008). Rapport filière gomme arabique dans la région Sahel. Programme d'Appui au Développement de l'Agriculture du Burkina Faso, Phase II. Composante n°2 : Développement Rural Décentralisé. Cowi & CIRAD., Ouagadougou, Burkina Faso.
- Gazull, L., Gautier, D. et Raton, G. (2006). Analyse de l'évolution des filières d'approvisionnement en bois-énergie de la ville de Bamako. Mise en perspective des

dynamiques observées avec les politiques publiques mises en oeuvre depuis 15 ans. CIFOR, Bogor. 48 p.

Gervais-Lambony, P. (2003). *Territoires Citadins: Quatre Villes Africaines*. Belin, Paris. 272 p.

Ghimire, K. B. et Pimbert, M. P., Eds. (1997). *Social change and conservation: Environmental politics and impacts of national parks and protected areas*. Earthscan Publications Ltd, London. 224 p.

Giraut, F. et Antheaume, B. (2005). Au nom du développement, une (re)fabrication des territoires. Antheaume, B. et Giraut, F. (Eds). *Le territoire est mort, Vive les territoires!* IRD Editions, Paris. pp. 9-36.

Godard, O. (1989). Jeux de nature: quand le débat sur l'efficacité des politiques publiques contient la question de leur légitimité. Mathieu, N. et Jollivet, M. (Eds). *Du rural à l'environnement. La question de la nature aujourd'hui*. L'Harmattan, Paris. pp. 303-343.

Godard, O. (1990). "Environnement, modes de coordination et systèmes de légitimité : analyse de la catégorie de patrimoine naturel." in *Revue économique*, 41 (2): 215-241.

Godard, O. (2005). "Les conditions d'une gestion économique de la biodiversité - Un parallèle avec le changement climatique, ." in *Cahier du Laboratoire d'économétrie de l'École polytechnique / CNRS* (18).

Goldman, M., Ed. (1998). *Privatizing nature: Political struggles for the global commons*. Rutgers University Press, New Brunswick, NJ. 272 p.

Goodman, D. et Watts, M. (1997). *Globalising food: agrarian questions and global restructuring*. Routledge, London. 400 p.

Gottmann, J. (1952). *La politique des Etats et leur géographie*. Armand Colin, Paris. 670 p.

Gourou, P. (1936). *Les paysans du delta tonkinois: étude de géographie humaine*. Les Éditions d'art et d'histoire, Paris.

Gourou, P. (1947). *Les pays tropicaux. Principes d'une géographie humaine et économique*. PUF, Paris. 196 p.

Grainger, A. (1995). "The forest transition: An alternative approach." in *Area*, 27 (3): 242–251.

Grataloup, C. (2007). *Géohistoire de la mondialisation, le temps long du Monde*. Armand Colin, Paris. 255 p.

Gray, L. C. (2002). "Environmental policy, land rights, and conflict: rethinking community natural resource management programs in Burkina Faso." in *Environment and Planning D: Society and Space*, 20 (2): 167-182.

- Gray, L. C. (2005). "What Kind of Intensification? Agricultural Practice, Soil Fertility and Socioeconomic Differentiation in Rural Burkina Faso." in *The Geographical Journal*, 171 (1): 70-82.
- Greeley, M. (1994). "Measurement of poverty or the poverty of measurement?" in *IDS Bulletin*, 25 (2): 50-57.
- Greenberg, J. B. et Park, T. K. (1994). "Political Ecology." in *Journal of Political ecology*, 1: 1-12.
- Grossman, G. M. et Krueger, A. B. (1995). "Economic growth and the environment." in *Quarterly Journal of Economics*, 110 (2): 353-377.
- Grübler, A. (1994). Technology. Meyer, W. B. et Turner II, B. L. (Eds). *Changes in land use and land cover: A global perspective*. Cambridge University Press, Cambridge, New York & Melbourne. pp. 287-328.
- Guha, R. (1997). "The Authoritarian Biologist and the Arrogance of Anti-Humanism." in *The Ecologist* (21): 14-20.
- Guha, R. (1999). *Environmentalism: A global history*. Longman, New York. 176 p.
- Guha, R. (2000). *The Unquiet Woods: Ecological Change and Peasant Resistance in the Himalaya*. University of California Press, Berkeley, CA. 244 p.
- Gumuchian, H. et Pecqueur, B., Eds. (2007). *La ressource territoriale*. Economica Anthropos, Paris. 252 p.
- Haaser, F. (1997). Système de contrôle forestier - Diagnostic et propositions. Projet Stratégie Energie Domestique, Bamako, Mali.
- Hanski, I. et Simberloff, D. (1997). The metapopulation approach, its history, conceptual domain, and application to conservation. Hanski, I. et Gilpin, M. (Eds). *Metapopulation Biology: Ecology, Genetics, and Evolution*. Academic Press, San Diego, CA. pp. 5-26.
- Harvey, C. A., Komar, O., Chazdon, R., Ferguson, B. G., Finegan, B., Griffith, D. M., Martínez-Ramos, M., Morales, H., Nigh, R., Soto-Pinto, L., Breugel, M. v. et Wishnie, M. (2008). "Integrating Agricultural Landscapes with Biodiversity Conservation in the Mesoamerican Hotspot." in *Conservation Biology*, 22 (1): 8-15.
- Harvey, D. (1996). *Justice, nature and the geography of difference*. Wiley-Blackwell, Cambridge, MA. 480 p.
- Hautdidier, B. (2007). *Bûcherons et dynamiques institutionnelles locales au Mali. La gouvernance incertaine des ressources ligneuses des environs de Bamako, à travers l'étude des marchés ruraux de bois de la commune de Zan Coulibaly*. Doctorat Sciences de l'environnement. AgroParistech, Paris. 442 p.
- Hautdidier, B., Boutinot, L. et Gautier, D. (2004). "La mise en place de marchés ruraux de

- bois au Mali ; un événement social et territorial." in *L'espace Géographique*, 33 (4): 289-305.
- Hautdidier, B. et Gautier, D. (2005). What local benefits does the implementation of rural wood markets in Mali generate? Ros-Tonen, M. A. F. et Dietz, T. (Eds). *African Forests Between Nature and Livelihood Resources: Interdisciplinary Studies in Conservation and Forest Management*. The Edwin Mellen Press, New York. pp. 191-220.
- Hecht, S. (2010). "The new rurality: Globalization, peasants and the paradoxes of landscapes." in *Land Use Policy*, 27 (2): 161-169.
- Hecht, S. et Cockburn, A. (1990). *The Fate of the Forest: Developers, Destroyers, and Defenders of the Amazon*. Harpercollins, New York. 364 p.
- Hecht, S. B. (2004). Invisible Forest. Peet, R. et Watts, M. (Eds). *Liberation ecologies: Environment, development, social movement, 2nd ed*. Routledge, London and New York. pp. 64-103.
- Hecht, S. B. et Saatchi, S. S. (2007). "Globalization and Forest Resurgence: Changes in Forest Cover in El Salvador." in *BioScience*, 57 (8): 663-672.
- Heynen, N., Prudham, S., McCarthy, J. et Robbins, P., Eds. (2007). *Neoliberal Environments. False Promises and Unnatural Consequences*. Routledge, London. 298 p.
- Hien, E., Ganry, F., Hien, V. et Oliver, R. (2003). *Dynamique du carbone dans un sol de savane du sud-ouest Burkina sous l'effet de la mise en culture et des pratiques culturelles*. Jamin, J.-Y., Seiny Boukar, L. et Floret, C. (Eds). *Savanes africaines : des espaces en mutation, des acteurs face à de nouveaux défis*. Actes du colloque, Garoua, Cameroun, 27-31 mai 2002, CIRAD / PRASAC.
- Hiernaux, P., Diarra, L., Trichon, V., Mougin, E., Soumaguel, N. et Baup, F. (2009a). "Woody plant population dynamics in response to climate changes from 1984 to 2006 in Sahel (Gourma, Mali)." in *Journal of Hydrology*, 375 (1-2): 103-113.
- Hiernaux, P., Mougin, E., Diarra, L., Soumaguel, N., Lavenu, F., Tracol, Y. et Diawara, M. (2009b). "Sahelian rangeland response to changes in rainfall over two decades in the Gourma region, Mali." in *Journal of Hydrology*, 375 (1-2): 114-127.
- Hilborn, R. et Ludwig, D. (1993). "The Limits of Applied Ecological Research." in *Ecological Applications*, 3 (4): 550-552.
- Hilty, J. A., Lidicker Jr., W. Z. et Merenlender, A. M. (2006). *Corridor ecology. The science and practice of linking landscape for biodiversity conservation*. Island Press, Washington, DC. 344 p.
- Hjort, A. (1982). "A Critique of "Ecological" Models of Land Use." in *Nomadic peoples*, 10: 11-27.
- Hobbs, R. J. (1992). "The role of corridors in conservation: Solution or bandwagon." in *Trends*

- in Ecology & Evolution*, 7 (11): 389-392.
- Hobbs, R. J. (1998). Managing ecological systems and processes. Peterson, D. L. et Parker, V. T. (Eds). *Ecological scale: Theory and applications*. Columbia University Press, New York. pp. 459-484.
- Holling, C. S. (1986). Resilience of ecosystems: local surprise and global change. Clark, W. C. et Munn, R. E. (Eds). *Sustainable development of the biosphere*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. pp. 292–317.
- Holling, C. S. (1993). "Investing in Research for Sustainability." in *Ecological Applications*, 3 (4): 552-555.
- Holling, C. S. (2001). "Understanding the Complexity of Economic, Ecological, and Social Systems." in *Ecosystems*, 4 (5): 390-405.
- Homer-Dixon, T. F. (1999). *Environment, Scarcity and Conflict*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Hulme, D. et Shepherd, A. (2003). "Conceptualizing Chronic Poverty." in *World Development*, 31 (3): 403-423.
- Humbert, G. et Lefeuvre, J.-C. (1992). A chacun son patrimoine ou patrimoine commun? Jollivet, M. (Eds). *Sciences de la nature, Sciences de la société, Les passeurs de frontières*. Editions CNRS, Paris. pp. 286-296.
- IPCC (2000). *Land use, land-use change, and forestry*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 375 p.
- IPCC (2001). Glossary of Terms. IPCC. 15 p.
- Ives, J. D. et Messerli, B. (1989). *The Himalayan Dilemma: Reconciling Development and Conservation*. Routledge, London. 272 p.
- Jasanoff, S. (2004). *States of knowledge : the co-production of Science and social order*. Routledge, London. 323 p.
- Johnson, R. J., Taylor, P. J. et Watts, M. J. (2002). *Geographies of global changes: Remapping the world. 2nd ed.* Wiley-Blackwell, Oxford. 544 p.
- Johnston, R. J., Gregory, D., Pratt, G. et Watts, M., Eds. (2004). *The dictionary of human geography. Fourth edition*. Wiley-Blackwell, Oxford. 976 p.
- Jonas, A. E. G. (1994). "The scale politics of spatiality." in *Environment and Planning D: Society and Space*, 12 (3): 257-264.
- Jouve, P. (1988). "Quelques réflexions sur la spécificité et l'identification des systèmes agraires." in *Les Cahiers de la Recherche-Développement* (20): 5-16.

- Kabala, D. M. (1994). *Protection des écosystèmes et développement des sociétés. Etat d'urgence en Afrique*. L'Harmattan, Paris. 272 p.
- Kaimowitz, D. et Angelsen, A. (2001). Policy recommendations. Angelsen, A. et Kaimowitz, D. (Eds). *Agricultural Technologies and Tropical Deforestation*. CABI, New-York. pp. 416-424.
- Karpe, P. (2010). *A quelles conditions le Droit peut-il participer/participe-t-il à l'amélioration des conditions de vie des populations locales ? Contribution à une théorie positive du Droit*. Habilitation à Diriger des Recherches. Université de Strasbourg.
- Karsenty, A. (1998). Entrer par l'outil, la loi, ou les consensus locaux? Philippe, L.-D. (Eds). *Quelles politiques foncières pour l'Afrique rurale ? Réconcilier pratiques, légitimité et légalité*. Karthala, Paris. pp. 46-54.
- Karsenty, A. (2009). "Ce que peut le marché (carbone) ne peut faire..." in *Perspective CIRAD* (1).
- Karsenty, A. (2010). *Que sont les paiements pour Services Environnementaux ? Essai de définition et critères d'évaluation*. Actes de l'atelier ANR SERENA sur l'émergence du concept de service écosystémique/environnemental, La Grande Motte, 2-4 février 2010.
- Karsenty, A., Sembres, T. et Randrianarison, M. (2010). "Paiements pour services environnementaux et biodiversité dans les pays du Sud. Le salut par la « déforestation évitée » ?" in *Revue Tiers-Monde* (202): 57-74.
- Katz, C. (1998). Whose Nature, Whose Culture? Private Productions of Space and the "Preservation" of Nature. Braun, B. et Castree, N. (Eds). *Remaking Reality: Nature at the Millennium*. Routledge, London. pp. 43-63.
- Klink, C. A. et Machado, R. B. (2005). "Conservation of the Brazilian Cerrado." in *Conservation Biology*, 19 (3): 707-713.
- Klooster, D. (2003). "Forest Transitions in Mexico: Institutions and Forests in a Globalized Countryside." in *The Professional Geographer*, 55 (2): 227 - 237.
- Koné, M. (2006). *Foncier rural, citoyenneté et cohésion sociale en Côte d'Ivoire : la pratique du tutorat dans la sous-préfecture de Gboguhé*. Colloque international "Les frontières de la question foncière : enchâssement social des droits et politiques publiques", Montpellier, les 17-19 mai 2006.
- Koocheki, A. et Gliessman, S. R. (2005). "Pastoral Nomadism, a Sustainable System for Grazing Land Management in Arid Areas." in *Journal of Sustainable Agriculture*, 25 (4): 113 - 131.
- Kull, C. A. (2000). "Deforestation, erosion, and fire: degradation myths in the environmental history of Madagascar." in *Environment and History*, 6: 423-450.

- Kull, C. A. (2002). "Madagascar aflame: landscape burning as peasant protest, resistance, or a resource management tool?" in *Political Geography*, 21 (7): 927-953.
- Kumssa, A. (1996). "L'économie politique de la privatisation en Afrique subsaharienne." in *Problèmes économiques*, n° 2.480: 9-15.
- Laborit, H. (1974). *La nouvelle grille*. Laffont, Paris. 343 p.
- Lambin, E. F., Turner, L., Geist, H. J., Agbola, S. B., Angelsen, A., Bruce, J. W., Coomes, O. T., Dirzo, R., Fischer, G., Folke, C., George, P. S., Homewood, K., Imbernon, J., Leemans, R., Li, X., Moran, E. F., Mortimore, M., Ramakrishnan, P. S., Richards, J. F., Skanes, H., Steffen, W., Stone, G. D., Svedin, U., Veldkamp, T. A., Vogel, C. et Xu, J. (2001). "The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths." in *Global Environmental Change*, 11: 261-269.
- Landy, F. (1997). "Une révolution vert pâle : les limites de l'intensification agricole en Inde semi-aride." in *Annales de Géographie*, 106 (598): 571-591.
- Larrère, C. et Larrère, R. (1997). *Du bon usage de la nature : pour une philosophie de l'environnement*. Aubier, Paris. 355 p.
- Larson, A. M. et Ribot, J. C. (2004). "Democratic Decentralisation through a Natural Resources Lens: An Introduction." in *European Journal of Development Research*, 16 (1): 1-25.
- Latour, B. et Schwartz, C. (1989). *Crises des environnements, défis aux sciences humaines*. CNRS-PIREN, Paris. 100 p.
- Laumond, M. (2009). *Etude de la dynamique du bassin de collecte de lait de la coopérative de Kassela et de l'écoulement de la production à Bamako*. Master 2 de géographie. Université de Toulouse - Le Mirail, Toulouse.
- Le Bris, E., Le Roy, E. et Leimdorfer, F., Eds. (1982). *Enjeux fonciers en Afrique Noire*. ORSTOM - Karthala, Paris. 425 p.
- Le Lannou, M. (1949). *La géographie humaine*. Flammarion, Paris. 252 p.
- Le Roy, E. (1991). L'appropriation et les systèmes de production. Le Bris, E., Le Roy, E. et Mathieu, P. (Eds). *L'appropriation de la terre en Afrique noire. Manuel d'analyse, de décision et de gestion foncière*. Karthala, Paris. pp. 27-35.
- Leach, M. et Fairhead, J. (2000). "Challenging neo-Malthusian deforestation analyses in West Africa's dynamic forest landscapes." in *Population and Development Review*, 26 (1): 17-41.
- Leach, M. et Fairhead, J. (2001). "Plural perspectives and institutional dynamics : challenges for local forest management." in *International Journal of Agricultural Resources, Governance and Ecology*, 1 (3/4): 223-242.

- Leach, M. et Mearns, R., Eds. (1996). *The lie of the land : Challenging received wisdom on the African Environment*. James Carney, London. 256 p.
- Leach, M., Mearns, R. et Scoones, I. (1997). "Challenges to Community-Based Sustainable Development: Dynamics, Entitlements, Institutions." in *IDS Bulletin*, 28 (4): 4-14.
- Leach, M., Mearns, R. et Scoones, I. (1999). "Environmental Entitlements: Dynamics and Institutions in Community-Based Natural Resource Management." in *World Development*, 27 (2): 225-247.
- Leeuw, P. N. d., Reynolds, L. et Rey, B. (1995). Nutrient transfers in West African agricultural systems. *Proceedings of an international conference : Livestock and Sustainable Nutrient Cycling in Mixed Farming Systems of Sub-Saharan Africa*. Powell, J. M., Fernandez-Rivera, S., Williams, T. O. et Renard, C. Addis Ababa, International Livestock Centre for Africa: 371-392.
- Lefèbvre, H. (2000 [1974]). *La production de l'espace*. Anthropos, coll. Ethnosociologie, Paris. 485 p.
- Lélé, S. M. (1991). "Sustainable development: A critical review." in *World Development*, 19 (6): 607-621.
- Leloup, F., Moyart, L. et Pecqueur, B. (2004). *La gouvernance territoriale comme nouveau mode de coordination territoriale ?*, Actes des 4e journées de la proximité : Proximité, réseaux et coordinations, 17-18 juin.
- Lepart, J. et Marty, P. (2006). "Des réserves de nature aux territoires de la biodiversité. L'exemple de la France." in *Annales de géographie*, 5/2006 (651): 485-507.
- Levang, P., Dounias, E. et Sitorus, S. (2005). "Out of the forest, out of poverty?" in *Forests, Trees and Livelihoods* (15): 211-236.
- Levins, R. (1970). Extinction. Grestenhaber, M. (Eds). *Some mathematical questions in biology: lectures on mathematics in the life sciences*. American Mathematical Society, Providence. pp. 77-107.
- Lévy, J. et Lussault, M., Eds. (2003). *Dictionnaire de la géographie et de l'espace des sociétés*. Belin, Paris. 1034 p.
- Lewis, S. L., Brando, P. M., Phillips, O. L., van der Heijden, G. M. F. et Nepstad, D. (2011). "The 2010 Amazon Drought." in *Science*, 331: 554.
- Li, T. M. (1999). "Compromising Power: Development, Culture, and Rule in Indonesia." in *Cultural Anthropology*, 14 (3): 295-322.
- Lima, S. (2005). "Découpage entre espace et territoire : la fin des limites ? La fabrication des territoires dans la région de Kayes (Mali)." in *Annuaire des collectivités locales*, 25 (25): 609-617.

- Lin, N. (2001). *Social Capital. A Theory of Social Structure and Action*. Cambridge University Press, coll. "Structural Analysis in the Social Sciences", Cambridge. 278 p.
- Logan, B. I. et Moseley, W. G. (2002). "The political ecology of poverty alleviation in Zimbabwe's Communal Areas Management Programme for Indigenous Resources (CAMPFIRE)." in *Geoforum*, 33 (1): 1-14.
- Long, G. (1985). Phyto-écologie et aménagement rural. Lamotte, M. (Eds). *Fondements rationnels de l'aménagement d'un territoire*. Masson, Paris. pp. 57-97.
- Lowe, L. et Schilderman, T. (2001). The Impact of policies, institutions and processes in urban upgrading. Paper presented at the International Workshop on Regulatory Guidelines for Urban Upgrading. Bourton-on-Dunsmore, May 17-18, 2001.
- Lowe, P. et Worboys, M. (1978). "Ecology and the end of ideology." in *Antipode*, 10 (2): 12-21.
- Luers, A. L., Lobell, D. B., Sklar, L. S., Addams, C. L. et Matson, P. A. (2003). "A method for quantifying vulnerability, applied to the agricultural system of the Yaqui Valley, Mexico." in *Global Environmental Change*, 13 (4): 255-267.
- Lund, C. (1994). Tinkering Methodology. Lund, C. et Marcussen, H. S. (Eds). *Access, Control and Management of Natural Resources in Sub-Saharan Africa - Methodological Considerations*. International Development Studies, Roskilde University, Roskilde, Denmark. pp. 10-22.
- Lund, C. (2006). "Twilight Institutions: Public Authority and Local Politics in Africa." in *Development and Change*, 37 (4): 685-705.
- MacArthur, R. H. et Wilson, E. O. (1967). *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton. 205 p.
- Macauley, M. et Sedjo, R. (2010). "Forests in climate policy: technical, institutional and economic issues in measurement and monitoring." in *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*: 1-15.
- MacDonald, K. I. (2010). "The Devil is in the (Bio)diversity: Private Sector "Engagement" and the Restructuring of Biodiversity Conservation." in *Antipode*, 42 (3): 513-550.
- Malthus, T. R. (1803). *An Essay on the Principle of Population*. J. Johnson, London.
- Marston, S. A. (2000). "The social construction of scale." in *Progress in Human Geography*, 24 (2): 219-242.
- Marty, P., Vivien, F.-D., Lepar, J. et Larrère, R., Eds. (2005). *Les biodiversités : objets, théories, pratiques*. Éditions du CNRS, Paris. 261 p.
- Mather, A. S. et Fairbairn, J. (2000). "From floods to reforestation: The forest transition in Switzerland." in *Environment and History*, 6 (4): 399-421.

- Mather, A. S., Fairbairn, J. et Needle, C. L. (1999). "The course and drivers of the forest transition: The case of France." in *Journal of Rural Studies*, 15 (1): 65–90.
- Mazoyer, M. (1986). rapport de synthèse de la commission Dynamique des Systèmes Agraires. Ministère de la Recherche et de l'Enseignement Supérieur, Paris. 16 p.
- McCarthy, J. (2002). "First World political ecology: lessons from the Wise Use movement." in *Environment and Planning A*, 34 (7): 1281 – 1302.
- McAfee, K. (1999). "Selling Nature to Save It? Biodiversity and the Rise of Green Developmentalism." in *Environment and Planning D: Society and Space*, 17 (2): 133-154.
- McAfee, K. et Shapiro, E. N. (2010). "Payments for Ecosystem Services in Mexico: Nature, Neoliberalism, Social Movements, and the State." in *Annals of the Association of American Geographers*, 100 (3): 579 - 599.
- McCarthy, J. (2002). "First World political ecology: lessons from the Wise Use movement." in *Environment and Planning A*, 34 (7): 1281-1302.
- McCarthy, J. (2005). "Devolution in the woods: community forestry as hybrid neoliberalism." in *Environment and Planning A*, 37 (6): 995 - 1014.
- McCarthy, J. et Prudham, S. (2004). "Neoliberal nature and the nature of neoliberalism." in *Geoforum*, 35 (3): 275-283.
- McMichael, P. (1994). *The global restructuring of agro-food systems*. Cornell University Press, Ithaca, NY. 320 p.
- McSweeney, K. (2004). "Forest Product Sale as Natural Insurance: The Effects of Household Characteristics and the Nature of Shock in Eastern Honduras." in *Society & Natural Resources: An International Journal*, 17 (1): 39 - 56.
- Meadows, D. H., Meadows, D. L., Randers, J. et Behrens III, W. W. (1972). *The Limits to Growth*. Universe Books, New York.
- Meillassoux, C. (1964). *Anthropologie économique des Gouro de Côte d'Ivoire : de l'économie de subsistance à l'agriculture commerciale*. Mouton, Paris. 382 p.
- Meillassoux, C. (1991). La Leçon de Malthus : le contrôle démographique par la faim. Gendreau, F., Meillassoux, C., Schlemmer, B. et Verlet, M. (Eds). *Les spectres de Malthus. Déséquilibres alimentaires, Déséquilibres démographiques*. EDI, ORSTOM, CEPED, Paris. pp. 15-32.
- Meligrana, J., Ed. (2004). *Redrawing Local Government Boundaries. An International Study of Politics, Procedures, and Decisions*. University of British Columbia Press, Vancouver, Canada. 246 p.
- Mellor, J. W. (1988). "The intertwining of environmental problems and poverty." in *Environment*, 30 (9): 8–13.

- Mermet, L., Billé, R., Leroy, M., Narcy, J.-B. et Poux, X. (2005). "L'analyse stratégique de la gestion environnementale : un cadre théorique pour penser l'efficacité en matière d'environnement." in *Natures-Sciences-Sociétés*, 13: 127-137.
- Meyer, W. B., Gregory, D., Turner II, B. L. et Mc Dowell, P. F. (1992). The Local-Global Continuum. Abler, R. F., Marcus, M. G. et Olson, J. M. (Eds). *Geography's Inner Worlds*. Rutgers University, New Brunswick, NJ. pp. 255-279.
- Moindrot, C. (1995). Les systèmes agraires. Bailly, A., Ferras, R. et Pumain, D. (Eds). *Encyclopédie de géographie*. Economica, Paris. pp. 463-488.
- Molina d'Aranda de Darax, S. (2008). *Organisation de la production laitière en périphérie urbaine en Afrique de l'Ouest, le cas de la route de Koulikoro en périphérie de Bamako, Mali*. Master 1 de géographie. Université de Paris I – La Sorbonne, Paris.
- Montgolfier (de), J. et Natali, J. M. (1987). *Le patrimoine du futur. Approches pour une gestion patrimoniale des ressources naturelles*. Economica, Paris. 248 p.
- Mooney, H. A. (1998). *The globalization of ecological thought*. Ecology Institute, Oldendorf, Deutschland. xxiv + 153 p.
- Moore, D. (2005). *Suffering for territory: Race, place and power in Zimbabwe*. Duke University Press, Durham, NC. 424 p.
- Moreau, S. (2004). *Sauver les forêts, sauver les hommes ou se sauver soi-même ? L'action des ONG environnementales à Madagascar*. Les Actes du FIG 2004, Nourrir les hommes, nourrir le monde. Les géographes se mettent à table, Saint-Dié-des-Vosges.
- Mortimore, M. J. et Adams, W. M. (2001). "Farmer adaptation, change and 'crisis' in the Sahel." in *Global Environmental Change*, 11 (1): 49-57.
- Moseley, W. G. (2001). "African evidence on the relation of poverty, time preference and the environment." in *Ecological Economics*, 38 (3): 317-326.
- Moseley, W. G. (2005). "Global cotton and local environmental management: the political ecology of rich and poor small-hold farmers in southern Mali." in *Geographical Journal*, 171 (1): 36-55.
- Moser, C. (1998). "The asset vulnerability framework: Reassessing urban poverty reduction strategies." in *World Development*, 26 (1): 1-19.
- Mosse, D. (2001). 'People's knowledge', participation and patronage: operations and representation in rural development. Cooke, B. et Kothari, U. (Eds). *Participation: The new tyranny*. Zed Books, London. pp. 16-35.
- Muxart, T., Blandin, P. et Friedberg, C. (1992). Hétérogénéité du temps et de l'espace : niveaux d'organisation et échelles spatio-temporelles. Jollivet, M. (Eds). *Sciences de la nature, Sciences de la société*. CNRS Editions, Paris. pp. 403-425.

- Narayan, D., Chambers, R., Shah, M. K. et Petesch, P. (2000). *Voices of the poor: Crying out for change*. Oxford University Press for the World Bank, New York. 260 p.
- Naughton-Treves, L. (1997). "Farming the Forest Edge: Vulnerable Places and People around Kibale National Park, Uganda." in *Geographical Review*, 87 (1): 27-46.
- Naveh, Z. (2000). "The Total Human Ecosystem: Integrating Ecology and Economics." in *BioScience*, 50 (4): 357-361.
- Neeff, T., Ashford, L., Calvert, J., Davey, C., Durbin, J., Ebeling, J., Herera, T., Janson-Smith, T., Lazo, B., Mountain, R., O'Keeffe, S., Panfil, S., Thorburn, N., Tuite, C., Wheeland, M. et Young, S. (2009). The Forest Carbon Offsetting Survey. EcoSecurities, Dublin, Ireland. 33 p.
- Neumann, R. P. (1992). "Political ecology of wildlife conservation in the Mt. Meru area of Northeast Tanzania." in *Land Degradation & Development*, 3 (2): 85-98.
- Neumann, R. P. (1995a). "Local challenges to global agendas: conservation, economic liberalization and the pastoralists' rights movement in Tanzania." in *Antipode*, 27 (4): 363-382.
- Neumann, R. P. (1995b). "Local Challenges to Global Agendas: Conservation, Economic Liberalization, and the Pastoralists' Rights Movement in Tanzania." in *Antipode*, 27 (4): 363-382.
- Neumann, R. P. (1997). "Primitive Ideas: Protected Area Buffer Zones and the Politics of Land in Africa." in *Development and Change*, 28 (3): 559-582.
- Neumann, R. P. (1998). *Imposing wilderness: Struggles over livelihood and nature preservation in Africa*. University of California Press, Berkeley. xii + 256 p.
- Neumann, R. P. (2004). Nature-state-territory: Toward a critical theorization of conservation enclosures. Peet, R. et Watts, M. (Eds). *Liberation ecologies: Environment, development, social movement*, 2nd ed. Routledge, London. pp. 195-217.
- Neumann, R. P. et Hirsch, E. (2000). Commercialisation of non-timber forest products: Review and analysis of research. Center for International Forestry Research, Bogor, Indonesia. 176 p.
- Niamir-Fuller, M., Ed. (1999). *Managing Mobility in African Rangelands: The Legitimization of Transhumance*. Intermediate Technology Publications, London. 240 p.
- Nijenhuis, K. (2003). "Does decentralisation serve everyone? The struggle for power in a malian village." in *The European Journal of Development Research*, 15 (2): 67-92.
- Noss, R. F. (1987). "Corridors in Real Landscapes. A Reply to Simberloff and Cox." in *Conservation Biology*, 1 (2): 159-164.
- Oakerson, R. J. (1992). Analyzing the commons: A framework. Bromley, D. W. (Eds). *Making the Commons Work: Theory, Practice and Policy*. Institute for Contemporary Studies

- Press, San Francisco, CA. pp. 41-59.
- Ollagnon, H. (1989). Une approche patrimoniale de la qualité du milieu naturel. Mathieu, N. et Jollivet, M. (Eds). *Du rural à l'environnement. La question de la nature aujourd'hui*. L'Harmattan, Paris. pp. 258-268.
- Orlove, B. S. (1980). "Ecological Anthropology." in *Annual Review of Anthropology*, 9 (1): 235-273.
- Ostrom, E. (1990). *Governing the Commons. The Evolution of Institutions for Collective Action*. Cambridge University Press, Cambridge. 275 p.
- Otsuka, K., Suyanto, S. et Tomich, T. P. (1997). Does land tenure insecurity discourage tree planting? Evolution of customary land tenure and agroforestry management in Sumatra. EPTD Discussion Paper n°31. International Food Policy Research Institute, Washington, D.C. 42 p.
- Ouedraogo, I., Savadogo, P., Tigabu, M., Cole, R., Odén, P. C. et Ouadba, J. M. (2009). "Is rural migration a threat to environmental sustainability in Southern Burkina Faso?" in *Land Degradation & Development*, 20 (2): 217-230.
- Ouedraogo, I., Tigabu, M., Savadogo, P., Compaoré, H., Odén, P. C. et Ouadba, J. M. (2010). "Land cover change and its relation with population dynamics in Burkina Faso, West Africa." in *Land Degradation & Development*, 21 (5): 453-462.
- Pagiola, S., Arcenas, A. et Platais, G. (2005). "Can payments for environmental services help reduce poverty? An exploration of the issues and the evidence to date from Latin America." in *World Development*, 33 (2): 237-253.
- Painter, J. (2009). Territoire et réseau : une fausse dichotomie ? Vannier, M. (Eds). *Territoires, territorialité, territorialisation. Controverses et perspectives*. Presses universitaires de Rennes, Rennes. pp. 57-66.
- Painter, T., Sumberg, J. et Price, T. (1994). "Your terroir and my action space: implications of differentiation, mobility and diversification for the approach terroir in Sahelian west Africa." in *Africa* (64): 447-464.
- Painter, T. M. (1993). Getting it right: linking concepts and action for improving the use of natural resources in Sahelian West Africa. International Institute for Environment & Development (IIED), London. 39 p.
- Panayotou, T. (1994). "Conservation of Biodiversity and Economic Development: The Concept of Transferable Development Rights." in *Environmental and Resource Economics*, 4: 91-110.
- Parikh, J. (2003). "Poverty-environment-development nexus." in *International Journal of Global Environmental Issues*, 2 (3-4): 344-365.
- Paulet, J.-P. (2002). *Les représentations mentales en géographie*. Anthropos, Paris. 152 p.

- Paulson, S. et Gezon, L. L., Eds. (2004). *Political ecology across spaces, scales, and social groups*. Rutgers University Press, New Brunswick, NJ.
- Paulson, S., Gezon, L. L. et Watts, M. J. (2003). "Locating the political in political ecology: an introduction." in *Human Organization*, 62 (3): 205–217.
- Peck, J. (2004). "Geography and public policy: Constructions of neoliberalism." in *Progress in Human Geography*, 28 (3): 392-405.
- Pecqueur, B. (2005). Le développement territorial : une nouvelle approche des processus de développement pour les économies du Sud. Antheaume, B. et Giraut, F. (Eds). *Le territoire est mort, Vive les territoires ! Un (re)fabrication au nom du développement*. IRD Editions, Paris. pp. 295-316.
- Peet, R., Ed. (1977). *Radical Geography: Alternative Viewpoints on Contemporary Social Issues*. Maaroufa Press, Chicago. ix + 387 p.
- Peet, R. et Watts, M., Eds. (1996a). *Liberation ecologies: Environment, Development, Social movements*. Routledge, New York. 288 p.
- Peet, R. et Watts, M. (1996b). Liberation ecology: Development, sustainability, and environment in an age of market triumphalism. Peet, R. et Watts, M. (Eds). *Liberation ecologies: Environment, development, social movements*. Routledge, New York. pp. 1-46.
- Peet, R. et Watts, M., Eds. (2004). *Liberation ecologies: Environment, development, social movement. 2nd ed.* Routledge, London. 464 p.
- Pélissier, P. (1966). *Les paysans du Sénégal : les civilisations agraires du Cayor à la Casamance*. Imprimerie Fabrègue, Saint-Yrieix. xv + 939 p.
- Pélissier, P. (1979). *Le paysan et le technicien : quelques aspects d'un difficile face-à-face*. Actes du colloque de Ouagadougou 4-8 décembre 1978, « Maîtrise de l'espace agraire et développement en Afrique tropicale. Logique paysanne et rationalité technique », ORSTOM, Centre National de la Recherche Scientifique et Technologique de la Haute-Volta.
- Pélissier, P. (1980). "L'arbre dans les paysages agraires de l'Afrique noire." in *Cahiers des Sciences Humaines (ORSTOM). L'arbre en Afrique tropicale, la fonction et le signe.*, 17 (3-4): 127-136.
- Pélissier, P. (1995). *Campagnes africaines*. Arguments, Paris. 318 p.
- Pélissier, P. et Sautter, G. (1970). "Bilan et perspectives d'une recherche sur les terroirs africains et malgaches (1962-1969)." in *Etudes rurales*, n° 37-38-39: 7-45.
- Peluso, N. et Vandergeest, P. (2001a). "Genealogies of the Political Forest and Customary Rights in Indonesia, Malaysia, and Thailand." in *Journal of Asian Studies*, 60 (3): 761-812.

- Peluso, N. L. (1992). *Rich Forests, Poor People: Resource Control and Resistance in Java*. University of California Press, Berkeley.
- Peluso, N. L. (1993). "Coercing conservation? : The politics of state resource control." in *Global Environmental Change*, 3 (2): 199-217.
- Peluso, N. L. (2008). "A political ecology of violence and territory in West Kalimantan." in *Asia Pacific Viewpoint*, 49 (1): 48-67.
- Peluso, N. L. et Watts, M. (2001b). *Violent environments*. Cornell University Press, Ithaca, NY. 453 p.
- Perrings, C. (1995). Economic values of Biodiversity. Heywood, V. H. et Watson, R. T. (Eds). *Global Biodiversity Assessment*. United Nations Environmental Program and Cambridge University Press, Cambridge. pp. 827-914.
- Perrot-Maitre, D. (2006). The Vittel Payment for Ecosystem Services: a « Perfect » PES Case? IIED, Londres. 24 p.
- Peterson, G. D. (2002). "Estimating resilience across landscapes." in *Conservation Ecology*, 6 (1): 17.
- Petit, S. (2003). "Parklands with fodder trees: a Fulbe response to environmental and social changes." in *Applied Geography*, 23 (2-3): 205-225.
- Phelps, J., Webb, E. L. et Agrawal, A. (2010). "Does REDD+ Threaten to Recentralize Forest Governance?" in *Science*, 328 (5976): 312-313.
- Picard, N., Ouattara, S., Diarisso, D., Ballo, M. et Gautier, D. (2006). "Defining units for savanna management in Sudano-sahelian areas." in *Forest Ecology and Management*, 236 (2-3): 403-411.
- Picard, N., Sylla, M. et Nouvellet, Y. (2004). "Relationship between plot size and the variance of the density estimator in West African savannas." in *Canadian Journal of Forest Research*, 34: 2018-2026.
- Piéri, C. (1989). *Fertilité des terres de savanes. Bilan de trente ans de recherche et de développement agricoles au Sud du Sahara*. CIRAD - IRAT, Montpellier. 444 p.
- Poilecot, P., Djimet, B. et Ngui, T. (2010). "La population d'éléphants du Parc National de Zakouma (Tchad)." in *Bois et Forêt des Tropiques*, 303 (1): 83-91.
- Poore, D. (1986). *The vanishing forest: The human consequences of deforestation*. Zed Books, London.
- Pourtier, R. (1983). "Nommer l'espace (l'émergence de l'État territorial en Afrique noire)." in *L'Espace géographique*, 12 (4): 293-304.
- Preston, D., Macklin, M. et Warburton, J. (1997). "Fewer People, Less Erosion: The Twentieth Century in Southern Bolivia." in *The Geographical Journal*, 163 (2): 198-205.

- Pulliam, H. R. (1988). "Sources, Sinks, and Population Regulation." in *The American Naturalist*, 132 (5): 652-661.
- Pumain, D. et Saint-Julien, T. (1997). *L'analyse spatiale. 1. Localisations dans l'espace*. Armand Colin, coll. "Cursus", Paris. 167 p.
- Putnam, R. D. (2000). *Bowling Alone: The Collapse and Revival of American Community*. Simon & Schuster, New York. 544 p.
- Raffestin, C. (1980). *Pour une géographie du pouvoir*. Librairies Techniques, Paris. 250 p.
- Raimond, C., Breton, C., Abouya, A. et Moussa, A. (2010). "Planification territoriale et accès aux ressources naturelles." in *Annales de Géographie*, 2010/6 (n°676): 639-656.
- Raison, J.-P. (1988). Les parcs en Afrique : état des connaissances, perspectives de recherches. EHESS, Paris. 117 p.
- Raton, G. (2004). *Acteurs, lieux et liens : Etude de la filière bois énergie à travers les perceptions, les connaissances et les pratiques des acteurs, dans le bassin d'approvisionnement de Bamako*. DEA de Géographie « Mondes tropicaux ». Université de Paris IV – La Sorbonne, Paris.
- Ravallion, M. (1992). Poverty comparisons: a guide to concepts and measures. Living Standards Measurement Study Working Paper n°88. World Bank, Washington, DC. 123 p.
- Ravallion, M. (1997). "Good and bad growth: The human development reports." in *World Development*, 25 (5): 631-638.
- Ravnborg, H. M. (2003). "Poverty and Environmental Degradation in the Nicaraguan Hillsides." in *World Development*, 31 (11): 1933-1946.
- Reardon, T. et Vosti, S. A. (1995). "Links between rural poverty and the environment in developing countries: Asset categories and investment poverty." in *World Development*, 23 (9): 1495-1506.
- Reclus, E. (1905-1908). *L'homme et la terre*. Librairie Universelle, Paris.
- Retaillé, D. (2005). L'espace mobile. Antheaume, B. et Giraut, F. (Eds). *Le territoire est mort. Vive les territoires! Une (re)fabrication au nom du développement*. IRD, Paris. pp. 175-202.
- Ribot, J. C. (1995). "The causal structure of vulnerability: Its application to climate impact analysis." in *GeoJournal*, 35 (2): 119-122.
- Ribot, J. C. (1996). "Participation Without Representation: Chiefs, Councils and Forestry Law in the West African Sahel." in *Cultural Survival Quarterly*, 20 (3): 40-44.
- Ribot, J. C. (1999). "Decentralisation, Participation and Accountability in Sahelian Forestry: Legal Instruments of Political-administrative Control." in *Africa*, 69 (1): 23-64.

- Ribot, J. C. (2001). Historique de la gestion forestière en Afrique de l'Ouest. Ou : Comment la 'science' exclut les paysans". IIED, Dakar. 17 p.
- Ribot, J. C. (2004). *Waiting for democracy: The politics of choice in natural resource decentralization*. World Resources Institute, Washington, DC.
- Ribot, J. C. (2010). Vulnerability Does Not Fall from the Sky: Toward Multiscale, Pro-Poor Climate Policy. Mearns, R. et Norton, A. (Eds). *Social Dimensions of Climate Change: Equity and Vulnerability in a Warming World*. The World Bank, Washington, DC. pp. 47-74.
- Ribot, J. C., Agrawal, A. et Larson, A. M. (2006). "Recentralizing While Decentralizing: How National Governments Reappropriate Forest Resources." in *World Development*, 34 (11): 1864-1886.
- Ribot, J. C. et Peluso, N. L. (2003). "A Theory of Access." in *Rural Sociology*, 68 (2): 153-181.
- Rice, R., Sugai, C., Ratay, S. et da Fonseca, G. (2001). Sustainable forest management : A review of conventional wisdom. Center for Applied Biodiversity Science at Conservation International Washington D.C. 31 p.
- Robbins, P. (1998). "Authority and Environment: Institutional Landscapes in Rajasthan, India." in *Annals of the Association of American Geographers*, 88 (3): 410-435.
- Robbins, P. (2004). *Political Ecology: A Critical Introduction*. Blackwell, Oxford. 264 p.
- Robbins, P., McSweeney, K., Waite, T. et Rice, J. (2006). "Even Conservation Rules Are Made to Be Broken: Implications for Biodiversity." in *Environmental Management*, 37 (2): 162-169.
- Rocheleau, D. et Edmunds, D. (1997). "Women, men and trees: Gender, power and property in forest and agrarian landscapes." in *World Development*, 25 (8): 1351-1371.
- Rocheleau, D. et Ross, L. (1995a). "Trees as tools, trees as text : struggles over resources in Zambrana-Chacuey, Dominican Republic." in *Antipode*, 27 (4): 407-428.
- Rocheleau, D., Thomas-Slayter, B. et Wangari, E., Eds. (1996). *Feminist political ecology: Global issues and local experience*. Routledge, London. 352 p.
- Rocheleau, D. E., Steinberg, P. E. et Benjamin, P. A. (1995b). "Environment, development, crisis, and crusade: Ukambani, Kenya, 1890-1990." in *World Development*, 23 (6): 1037-1051.
- Rodary, E. (2008). "Développer la conservation ou conserver le développement ?" in *Mondes en développement*, 1/2008 (n° 141): 81-92.
- Rodary, E., Castellanet, C. et Rossi, G., Eds. (2003). *Conservation de la nature et développement. L'intégration impossible ?* GRET - Karthala, Paris. 308 p.

- Rodrigues, A. S. L., Ewers, R. M., Parry, L., Souza Jr., C., Veríssimo, A. et Balmford, A. (2009). "Boom-and-Bust Development Patterns Across the Amazon Deforestation Frontier." in *Science*, 324: 1435-1437.
- Roose, E. J. (1977). "Adaptation des méthodes de conservation des sols aux conditions écologiques et socio-économiques de l'Afrique de l'Ouest." in *Agronomie Tropicale*, 32 (2): 132-140.
- Roose, E. J. (1984). "Impact du défrichement sur la dégradation des sols tropicaux." in *Machinisme Agricole Tropical* (87): 24-36.
- Roqueplo, P. (1991). *Entre savoir et décision, l'expertise scientifique*. INRA Editions "Sciences en question", Paris. 111 p.
- Rosenberg, D. K., Noon, B. R. et Meslow, E. C. (1995). Towards a definition of biological corridor. Boissonette, J. A. et Krausman, P. R. (Eds). *Integrating people and wildlife for a sustainable future*. The wildlife Society, Bethesda. pp. 436-439.
- Rossi, G. (2003). *L'ingérence écologique : Environnement et développement rural du Nord au Sud*. CNRS Editions, Collection espaces et Milieux, Paris. 248 p.
- Roth, R. J. (2008). "'Fixing' the Forest: The Spatiality of Conservation Conflict in Thailand." in *Annals of the Association of American Geographers*, 98 (2): 373 - 391.
- Rudel, T. K. (1998). "Is there a forest transition? Deforestation, reforestation, and development." in *Rural Sociology*, 63 (4): 533-552.
- Rudel, T. K., Schneider, L., Uriarte, M., Turner, B. L., DeFries, R., Lawrence, D., Geoghegan, J., Hecht, S., Ickowitz, A., Lambin, E. F., Birkenholtz, T., Baptista, S. et Grau, R. (2009). "Agricultural intensification and changes in cultivated areas, 1970-2005." in *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106 (49): 20675-20680.
- Ruiz-Pérez, M., Almeida, M., Dewi, S., Lozano Costa, E. M., Ciavatta Pantoja, M., Puntodewo, A., de Arruda Postigo, A. et Goulart de Andrade, A. (2005). "Conservation and Development in Amazonian Extractive Reserves: The Case of Alto Jurua." in *Ambio*, 34 (3): 218-223.
- Sack, R. D. (1986). *Human territoriality. Its theory and history*. Cambridge university Press, Cambridge. 256 p.
- Samaké, A., Bélières, J.-F., Corniaux, C., Dembélé, N., Kelly, V., Marzin, J., Sanogo, O., Staatz, J. et Gautier, D. (2008). Changements structurels des économies rurales dans la mondialisation. Programme RuralStruc Mali - Phase II. World Bank, Washington, DC. 464 p.
- Sautter, G. (1962). "A propos de quelques terroirs d'Afrique occidentale. Essai comparatif." in *Etudes rurales* (4): 24-86.
- Sautter, G. et Blanc-Pamard, C. (1993). *Parcours d'un géographe. Des paysages aux ethnies, de la brousse à la ville, de l'Afrique au Monde. 2 tomes*. Editions Arguments, Paris.

708 p.

- Sautter, G. et Pélissier, P. (1964a). "Pour un atlas des terroirs africains. Structure type d'une étude de terroir." in *L'Homme*, IV: 56-72.
- Sautter, G. et Pellissier, P. (1964b). "Pour un atlas des terroirs africains. Structure type d'une étude de terroir." in *L'Homme* (4): 56-72.
- Schaffer, P. (1996). "Beneath the poverty debate: some issues." in *IDS Bulletin*, 27 (1): 23-35.
- Scherr, S. J. (2000). "A downward spiral? Research evidence on the relationship between poverty and natural resource degradation." in *Food Policy*, 25 (4): 479-498.
- Schmink, M. et Wood, C. H. (1987). The "political ecology" of Amazonia. Little, P. D., Horowitz, M. M. et Nyerer, A. E. (Eds). *Lands at risk in the third world: local level perspectives*. Westview, Boulder. pp. 38-57.
- Schmitz, J. (1993). "Anthropologie des conflits fonciers et hydropolitique du fleuve Sénégal (1975-1991)." in *Cahiers Sciences Humaines*, 29 (4): 591-623.
- Schroeder, R., Martin, K. S., Wilson, B. et Sen, D. (2008). "Third World Environmental Justice." in *Society & Natural Resources: An International Journal*, 21 (7): 547-555.
- Schroeder, R. A. (1995). "Contradictions along the Commodity Road to Environmental Stabilization: Foresting Gambian Gardens." in *Antipode*, 27 (4): 325-342.
- Schroeder, R. A. et Neumann, R. (1995). "Manifest ecological destinies: Local rights and global environmental agendas." in *Antipode* (274): 321-324.
- Scoones, I., Ed. (1994). *Living with Uncertainty. New directions in pastoral development in Africa*. Intermediate Technology Publications Ltd, London. 210 p.
- Scoones, I. (1995). "Exploiting heterogeneity: habitat use by cattle in dryland Zimbabwe." in *Journal of Arid Environments*, 29 (2): 221-237.
- Scoones, I. (1998). *Sustainable Rural Livelihoods: A framework for Analysis*. Institute of Development Studies, Brighton. 22 p.
- Scoones, I. (1999). "New ecology and the social sciences: What Prospects for a Fruitful Engagement?" in *Annual Review of Anthropology*, 28 (1): 479-507.
- Scoones, I. (2009). "Livelihoods perspectives and rural development." in *The Journal of Peasant Studies*, 36 (1): 171-196.
- Scoones, I. et Wolmer, W. (2003). "Livelihoods in crisis? New perspectives on governance and rural development in Southern Africa." in *IDS Bulletin*, 34 (3).
- Scott, J. C. (1976). *The Moral Economy of the Peasant: Rebellion and Subsistence in Southeast Asia*. Yale University Press, New Haven, CT.

- Scott, J. C. (1998). *Seeing like a state: How certain schemes to improve the human condition have failed*. Yale University Press, New Haven, CT.
- Sedjo, R. A., Bowes, M. et Wiseman, C. (1991). Toward a Worldwide System of Tradeable Forest Protection and Management Obligations. RFF Discussion Paper ENR91-16, Resources for the Future, Washington, D.C.
- Seignobos, C. (2010). "Une négociation foncière introuvable ? L'exemple du Mayo-Rey dans le nord du Cameroun." in *Annales de géographie*, 2010/6 (n°676): 657-677.
- Seignobos, C. et Teyssier, A. (1997). Enjeux fonciers dans la zone cotonnière du Cameroun. Observatoire du foncier n°1. DPGT-Sodecoton / ORSTOM, Maroua, Cameroun. 51 p.
- Seignobos, C. et Teyssier, A. (1998). Enjeux fonciers dans la zone cotonnière du Cameroun. Observatoire du foncier n°2. DPGT-Sodecoton / ORSTOM, Maroua, Cameroun. 52 p.
- Sen, A. (1985). *Commodities and Capabilities*. North Holland, Amsterdam. 130 p.
- Sen, A. (1987). The Standard of Living. Hawthorn, G. (Eds). *The Standard of Living*. Cambridge University Press, Cambridge. pp. 1-38.
- Sen, A. K. (1984). *Resources, Values and Development*. Blackwell, Oxford. 547 p.
- Sen, A. K. (2001). *Development as freedom*. Anchor Books, New York. 384 p.
- Shackleton, S. et Campbell, B. M. (2001). Devolution in natural resources management: Institutional arrangements and shifts — a synthesis of case studies for Southern Africa. USAID. 79 p.
- Shackleton, S., Campbell, B. M., Wollenberg, E. et Edmunds, D. (2002). Devolution and community-based management: creating space for local people to participate and benefit? Overseas Development Institute, London. 6 p.
- Shapiro, E. N. (2011). *Grounding the Carbon Economy: Contesting Reduced Emissions from Deforestation and Degradation Policies*. AAG Annual Meeting, Seattle, Washington, du 12 au 16 avril 2011.
- Shenton, B. et Watts, M. (1979). "Capitalism and Hunger in Northern Nigeria." in *Review of African Political Economy*, 6 (15/16): 53-62.
- Sikor, T. et Lund, C. (2009). "Access and Property: A Question of Power and Authority." in *Development and Change*, 40 (1): 1-22.
- Simberloff, D. S. et Cox, J. (1987). "Consequences and costs of conservation corridors." in *Conservation Biology*, 1 (1): 63-71.
- Simpson, J. R. et Sullivan, G. M. (1984). "Planning for Institutional Change in Utilization of Sub-Saharan Africa's Common Property Range Resources." in *African Studies Review*, 27 (4): 61-78.

- Smit, B. et Wandel, J. (2006). "Adaptation, adaptive capacity and vulnerability." in *Global Environmental Change*, 16 (3): 282-292.
- Smith, N. (2008). *Uneven Development: Nature, Capital and the Production of Space*, 3rd edition. University of Georgia Press, Athens, Georgia. 328 p.
- Smith, N. et Katz, C. (1993). Grounding metaphor: Toward a spatialized politics. Keith, M. et Pile, S. (Eds). *Place and the politics of identity*. Routledge, London. pp. 67–83.
- Sorre, M. (1948). "La notion de genre de vie et sa valeur actuelle." in *Annales de Géographie*, LVII (306): 97-108 et 193-204.
- Sougnabé, P. (2010). *Pastoralisme en quête d'espaces en savane tchadienne. Des Peul autour de la Forêt Classée de Yamba Berté*. Ecole des Hautes Etudes en Sciences Sociales, Paris.
- Speth, J. G., Ed. (2003). *Worlds apart: Globalization and the rural environment*. Island, Washington, CD.
- Stevens, S., Ed. (1997). *Conservation through Cultural Survival: Indigenous Peoples and Protected Areas*. Island Press, Washington, DC. xxii + 361 p.
- Steward, J. H. (1955). *Theory of culture change: The Methodology of Multilinear Evolution*. University of Illinois Press, Urbana, Illinois.
- Stiglitz, J. E. (2002). *Globalization and its discontents*. W. W. Norton, London. xxii + 282 p.
- Stott, P. A. et Sullivan, S. (2000). *Political Ecology. Science, Myth and Power*. Arnold, London. 288 p.
- Streck, C. (2010). Droits et REDD+ : Aspects juridiques et réglementaires. Angelsen, A. (Eds). *Réaliser la REDD+. Options stratégiques et politiques nationales*. CIFOR, Bogor, Indonesia. pp. 151-163.
- Sullivan, S. (2001). How sustainable is the communalizing discourse of “new” conservation? The masking of difference, inequality and aspiration in the fledgling ‘conservancies’ of Namibia. Chatty, D. et Colchester, M. (Eds). *Conservation and mobile indigenous peoples: Displacement, forced settlement and sustainable development*. Berghan Books, Oxford. pp. 158-187.
- Sundar, N. (2001). Beyond the Bounds? Violence at the Margins of New Legal Geographies. Peluso, N. L. et Watts, M. (Eds). *Violent Environments*. Cornell University Press, Ithaca, NY. pp. 328-353.
- Sunderlin, W. D., Angelsen, A., Belcher, B., Burgers, P., Nasi, R., Santoso, L. et Wunder, S. (2005a). "Livelihoods, forests, and conservation in developing countries: An Overview." in *World Development*, 33 (9): 1383-1402.
- Sunderlin, W. D., Angelsen, A. et Wunder, S. (2003). Forests and poverty alleviation. FAO. (Eds). *State of the world's forests 2003*. Food and Agriculture Organization of the

- United Nations, Rome, Italy. pp. 61-73.
- Sunderlin, W. D., Dewi, S., Puntodewo, A., Müller, D., Angelsen, A., Epprecht, M. et 24, E. a. S. (2008). "Why forests are important for global poverty alleviation: a spatial explanation." in *Ecology and Society*, 13 (2): 24.
- Sunderlin, W. D. et Huynh, T. B. (2005b). *Poverty alleviation and forests in Vietnam*. Center for International Forestry Research, Bogor, Indonesia. x + 73 p.
- Swinton, S. M., Escobar, G. et Reardon, T. (2003). "Poverty and Environment in Latin America: Concepts, Evidence and Policy Implications." in *World Development*, 31 (11): 1865-1872.
- Taiyab, N. (2006). *Exploring the market for voluntary carbon offsets*. International Institute for Environment and Development, London.
- Taylor, P. J. et Buttel, F. H. (1992). "How do we know we have global environmental problems? Science and the globalization of environmental discourse." in *Geoforum*, 23 (3): 405-416.
- Terray, E. (1969). *Le marxisme devant les sociétés « primitives »*. Deux études. Éditions Maspero, « Théorie », Paris. 173 p.
- Teyssier, A., Andrianirina Ratsialonana, R., Razafindralambo, R. et Razafindrakoto, Y. (2009). Décentralisation de la gestion des terres à Madagascar. Processus, enjeux et perspectives d'une nouvelle politique foncière. Colin, J.-P., Le Meur, P.-Y. et Léonard, E. (Eds). *Les politiques d'enregistrement des droits fonciers : du cadre légal aux pratiques locales*, Paris. pp. 273-297.
- Teyssier, A., Hamadou, O. et Seignobos, C. (2003a). "Expériences de médiations foncières dans le Nord-Cameroun." in *Land Reform*, 2003/1, FAO, Rome: 90-103.
- Teyssier, A., Thézé, M. et Ousman, H. (2003b). Sept années au service du développement rural du Nord-Cameroun. CD-Rom. DPGT-SODECOTON/AE/AFD/MinAgri. Garoua, Cameroun.
- Thomas, J. R., Middleton, B. et Gibson, D. J. (2006). "A landscape perspective of the stream corridor invasion and habitat characteristics of an exotic (*Dioscorea oppositifolia*) in a pristine watershed in Illinois." in *Biological Invasions*, 8 (5): 1103 -1113.
- Tiffen, M., Mortimore, M. et Gichuki, F. (1994). *More people, less erosion: environmental recovery in Kenya*. John Wiley and Sons, Chichester. 326 p.
- Townsend, P. (1993). *The international analysis of poverty*. Harvester Wheatsheaf, New York. 454 p.
- Townsend, P. (2006). What is Poverty? An historical perspective. UNDP International Poverty Centre, Brazilia. 5-6 p.

- Turner II, B. L. (1997). "Spirals, bridges, and tunnels: engaging human environment perspectives in geography?" in *Ecumene*, 4 (2): 196-217.
- Turner II, B. L., Kasperson, R. E., Matson, P. A., McCarthy, J. J., Corell, R. W., Christensen, L., Eckley, N., Kasperson, J. X., Luers, A., Martello, M. L., Polsky, C., Pulsipher, A. et Schiller, A. (2003). "A framework for vulnerability analysis in sustainability science." in *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 100 (14): 8074-8079.
- Turner II, B. L., Kasperson, R. E., Meyer, W. B., Dow, K. M., Golding, D., Kasperson, J. X., Mitchell, R. C. et Ratick, S. J. (1990). "Two types of global environmental change: Definitional and spatial-scale issues in their human dimensions." in *Global Environmental Change*, 1 (1): 14-22.
- Turner II, B. L. et Meyer, W. B. (1991). "Land Use and Land Cover in Global Environmental Change: Considerations for Study." in *International Social Science Journal* (130): 669-679.
- Turner, M. (2003). "Methodological Reflections on the Use of Remote Sensing and Geographic Information Science in Human Ecological Research." in *Human Ecology*, 31 (2): 255-279.
- Turner, M. D. (1998). The interaction of grazing history with rainfall and its influence on annual rangeland dynamics in Sahel. Zimmerer, K. S. et Young, K. R. (Eds). *Nature's geography: New lessons for conservation in developing countries*. University of Wisconsin Press, Madison. pp. 237-261.
- Turner, M. D. (1999a). "Conflict, Environmental Change, and Social Institutions in Dryland Africa: Limitations of the Community Resource Management Approach." in *Society & Natural Resources: An International Journal*, 12 (7): 643 - 657.
- Turner, M. D. (1999b). "Merging Local and Regional Analyses of Land-Use Change: The Case of Livestock in the Sahel." in *Annals of the Association of American Geographers*, 89 (2): 192-219.
- Turner, M. D. (1999c). "No space for participation: pastoralist narratives and the etiology of park-herder conflict in southeastern Niger." in *Land Degradation & Development*, 10 (4): 345-363.
- Turner, M. D. (2006). Shifting Scales, Lines, and Lives: The Politics of Conservation Science and Development in the Sahel. Zimmerer, K. S. (Eds). *Globalization & New geographies of conservation*. The University of Chicago Press, Chicago. pp. 166-185.
- van der Werf, G. R., Morton, D. C., DeFries, R. S., Olivier, J. G. J., Kasibhatla, P. S., Jackson, R. B., Collatz, G. J. et Randerson, J. T. (2009). "CO₂ emissions from forest loss." in *Nature geoscience*, 2: 737-738.
- Vandergeest, P. (1996). "Mapping nature: Territorialization of forest rights in Thailand." in *Society & Natural Resources: An International Journal*, 9 (2): 159-175.

- Vandergeest, P. et Peluso, N. L. (2006). "Empires of Forestry: Professional Forestry and State Power in Southeast Asia (Part 1 & Part 2)." in *Environment and History*, 12 (1 & 4): 31-64 & 359-393.
- Vayda, A. P. et B., W. B. (1999). "Against political ecology." in *Human Ecology*, 27 (1): 167–179.
- Vedeld (1992). "Local institution-building and resource management in the West African Sahel." in *Forum for development studies* (1): 23-50.
- Vedeld, P., Angelsen, A., Sjaastad, E. et Berg, G. K. (2004). Counting on the environment: Forest environmental incomes and the rural poor. Environment Department Papers No. 98. The World Bank, Washington, D.C. 114 p.
- Vidal de la Blache, P. (1911). "Les genres de vie dans la géographie humaine." in *Annales de Géographie*, XX: 193-212 et 289-304.
- Vidal de la Blache, P. (1922). *Principes de géographie humaine*. Armand Colin, Paris. 292 p.
- Walker, B. H., Holling, C. S., Carpenter, S. C. et Kinzig, A. P. (2004). "Resilience, adaptability and transformability." in *Ecology and Society*, 9 (2).
- Walker, P. A. (2005). "Political ecology: where is the ecology?" in *Progress in Human Geography*, 29 (1): 73-82.
- Walker, P. A. (2006). "Political ecology: where is the policy?" in *Progress in Human Geography*, 30 (3): 382-395.
- Walker, P. A. (2007). "Political ecology: where is the politics?" in *Progress in Human Geography*, 31 (3): 363-369.
- Wardell, D. A. (2003). Empire forestry in the margins of empire. Forest Reservation in the Northern Territories of the GoldCoast Colony. Institute of Geography, University of Copenhagen, Copenhagen. 75-114 p.
- Wardell, D. A. et Lund, C. (2006). "Governing access to forests in Northern Ghana: Micro-politics and the rents of non-enforcement." in *World Development*, 34 (11): 1887-1906.
- Watts, M. (1983). *Silent Violence: Food, Famine and Peasantry in Northern Nigeria*. University of California Press, Berkeley. xxxi + 687 p.
- Watts, M. (1991). "Entitlements or empowerment? famine and starvation in Africa." in *Review of African Political Economy*, 18 (51): 9-26.
- Watts, M. (1997). "Classics in human geography revisited: The political economy of soil erosion in developing countries." in *Progress in Human Geography*, 21 (1): 75–77.
- Watts, M. (2000). Political ecology. Sheppard, E. et Barnes, T. J. (Eds). *A companion to economic geography*. Blackwell, Oxford, U.K. pp. 257–274.

- Watts, M. (2002). Political Ecology. Sheppard, E. et Barnes, T. J. (Eds). *A Companion to Economic Geography*. Blackwell Companions to Geography, Oxford. pp. 257-274.
- Watts, M. J. et Bohle, H. G. (1993). "The space of vulnerability: The causal structure of hunger and famine." in *Progress in Human Geography*, 17 (1): 43-67.
- Way, S. A. (2006). Examining the linkages between poverty and land degradation: from blaming the poor towards recognising the rights of the poor in marginal dryland areas. Johnson, P. M., Mayrand, K. et Paquin, M. (Eds). *Governing Global Desertification. Linking Environmental Degradation, Poverty and Participation*. Ashgate, Aldershot, UK.
- Weber, J. (1998). Commerce et biodiversité. Généralisation des enclosures. *16è Congrès mondial de science du sol*. AISS. Montpellier, France.
- Weber, J. et Reveret, J. P. (1993). "La gestion des relations sociétés-nature : modes d'appropriation et processus de décision." in *Le Monde Diplomatique. Collection "Savoirs"* (2).
- Weins, J. A. (1997). Metapopulation dynamics and landscape ecology. Hanski, I. et Gilpin, M. (Eds). *Metapopulation Biology: Ecology, Genetics, and Evolution*. Academic Press, San Diego, CA. pp. 43-62.
- Western, D. et Wright, M. R., Eds. (1994). *Natural Connections: Perspectives in Community-based Conservation*. Island Press, Washington, DC. 581 p.
- White, C. (1990). Changing animal ownership and access to land among the Wodaabe (Fulani) of Central Niger. Baxter, P. T. W. et Hogg, R. (Eds). *Property, poverty, and people : Changing rights in property and problems in pastoral development*. University of Manchester, Manchester. pp. 240-254.
- White, L. A. (1959). "The concept of culture." in *American anthropologist*, 61 (2): 227-251.
- Whiteside, K. H. (2002). *Divided Nature - French Contribution to Political Ecology*. The MIT Press, Cambridge, MA. 335 p.
- Wiens, J. A. (1989). "Spatial Scaling in Ecology." in *Functional Ecology*, 3 (4): 385-397.
- Wisner, B., Blaikie, P., Cannon, T. et Davis, I. (2004). *At Risk: Natural hazards, people's vulnerability and disasters (2nd ed.)*. Routledge, New York. 496 p.
- Wisner, B. et Luce, H. R. (1993). "Disaster vulnerability: Scale, power and daily life." in *GeoJournal*, 30 (2): 127-140.
- Wolf, E. (1972). "Ownership and Political Ecology." in *Anthropological Quartely*, 45 (3): 201-205.
- World Bank (2001). *World development report 2000/ 2001: Attacking poverty*. Oxford University Press, Oxford & New York. 335 p.

- Wunder, S. (2001). "Poverty alleviation and tropical forests: What scope for synergies?" in *World Development*, 29 (11): 1817–1833.
- Wunder, S. (2005). Payments for environmental services: Some nuts and bolts. CIFOR, Bogor. 42 42. 1-23 p.
- Young, Z., Makoni, G. et Boehmer-Christiansen, S. (2001). "Green aid in India and Zimbabwe - conserving whose community?" in *Geoforum*, 32 (3): 299-318.
- Zener, C., Ed. (2000). *People, plants and justice: The politics of nature conservation*. Columbia University Press, New York. 416 p.
- Zerner, C. (1994). "Through a Green Lens: The Construction of Customary Environmental Law and Community in Indonesia's Maluku Islands." in *Law and Society Review* (28): 1079-1122.
- Zimmerer, K. (1999). "Overlapping Patchworks of Mountain Agriculture in Peru and Bolivia: Toward a Regional-Global Landscape Model." in *Human Ecology*, 27 (1): 135-165.
- Zimmerer, K. et Young, K. R., Eds. (1998). *Nature's Geography: New Lessons for Conservation in Developing Countries*. University of Wisconsin Press, Madison. 351 p.
- Zimmerer, K. S. (1993). "Soil erosion and labor shortages in the Andes with special reference to Bolivia, 1953–1991: Implications for "conservation-with-development"." in *World Development*, 21 (10): 1659-1675.
- Zimmerer, K. S. (1994). "Human Geography and the "New Ecology": The Prospect and Promise of Integration." in *Annals of the Association of American Geographers*, 84 (1): 108-125.
- Zimmerer, K. S. (2000). "The Reworking of Conservation Geographies: Nonequilibrium Landscapes and Nature-Society Hybrids." in *Annals of the Association of American Geographers*, 90 (2): 356-369.
- Zimmerer, K. S. (2005). An expanding interface with agriculture will change global conservation. Cohen, J. (Eds). *Our lands, our food: Farmers' movements, trade, and the environment in the Americas*. Yale School of Forestry and Environmental Studies, New Haven, CT. pp. 25-33.
- Zimmerer, K. S. (2006a). Geographical perspectives on globalization and environmental issues: the inner-connections of conservation, agriculture, and livelihoods. Zimmerer, K. S. (Eds). *Globalization & New Geographies of Conservation*. The University of Chicago Press, Chicago & London. pp. 1-43.
- Zimmerer, K. S., Ed. (2006b). *Globalization and the New Geographies of Conservation*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois. 357 p.
- Zimmerer, K. S. et Bassett, T. J. (2003a). Approaching political Ecology: Society, nature and scale in human-environment studies. Zimmerer, K. S. et Bassett, T. J. (Eds). *Political Ecology: An integrative approach to geography and environment-development*

studies. The Guildford Press, New York. pp. 1-28.

Zimmerer, K. S. et Bassett, T. J., Eds. (2003b). *Political Ecology: An integrative approach to geography and environment-development studies*. The Guilford Press, New York. 310 p.

Zimmerer, K. S., Galt, R. E. et Buck, M. V. (2004). "Globalization and Multi-spatial Trends in the Coverage of Protected-Area Conservation (1980–2000)." in *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 33 (8): 520-529.